

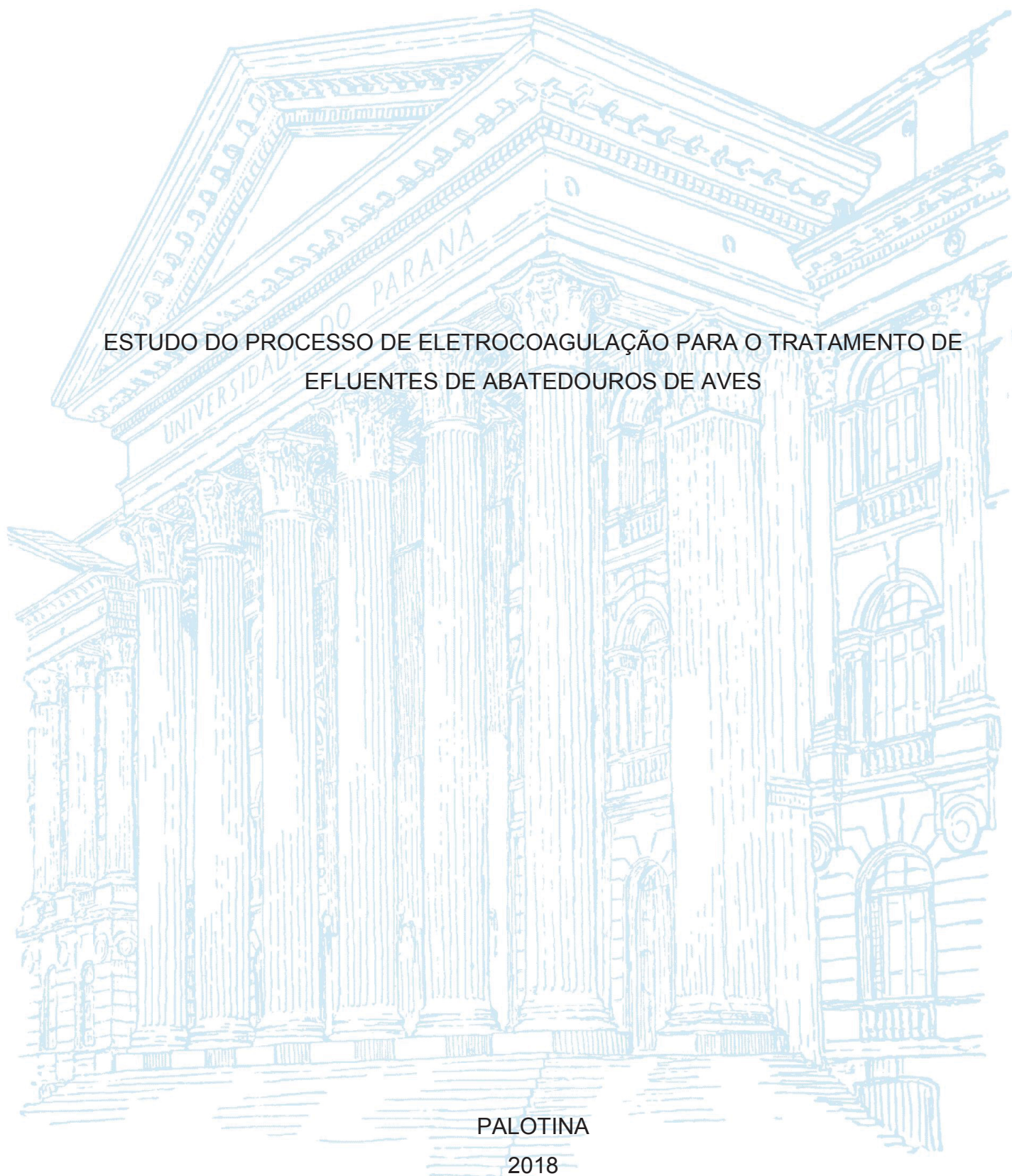
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

EVERTON DUM RUFATO

ESTUDO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO PARA O TRATAMENTO DE  
EFLUENTES DE ABATEDOUROS DE AVES

PALOTINA

2018



EVERTON DUIM RUFATO

ESTUDO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO PARA O TRATAMENTO DE  
EFLUENTES DE ABATEDOUROS DE AVES

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Tecnologia de Bioprodutos Agroindustriais, Setor de Palotina, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia de Bioprodutos Agroindustriais.

Orientador(a): Prof. Dr. Joel Gustavo Teleken

PALOTINA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

R922 Rufato, Everton Duim  
Estudo do processo de eletrocoagulação para o tratamento de efluentes de abatedouros de aves / Everton Duim Rufato. -- Palotina, 2018  
53f.

Orientador: Joel Gustavo Teleken  
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Bioprodutos Agroindustriais.

1. Tratamento de efluente. 2. Agroindústria. 3. Eletrocoagulação. I. Teleken, Joel Gustavo. II. Universidade Federal do Paraná. III. Título.

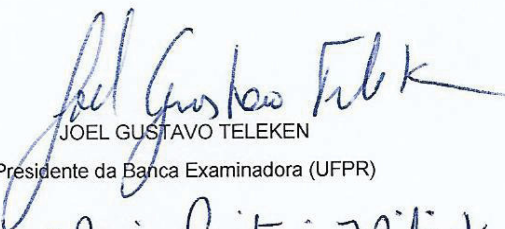
CDU 636.6

**TERMO DE APROVAÇÃO**

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em TECNOLOGIAS DE BIOPRODUTOS AGROINDUSTRIAIS da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **EVERTON DUIM RUFATO** intitulada: **ESTUDO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ABATEDOURO DE AVES**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua Aprovação no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

PALOTINA, 11 de Julho de 2018.

  
JOEL GUSTAVO TELEKEN  
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)

  
MARIA CRISTINA MILINSK  
Avaliador Externo (UFPR)

  
IVONETE ROSSI BAUTITZ  
Avaliador Interno (UFPR)

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus criador de todas as coisas.

Ao meu orientador, professor Joel Gustavo Teleken, pela orientação prestada que foi fundamental importância para que esse trabalho pudesse ser realizado.

Aos professores da UFPR, pelo incentivo e presteza durante todo o curso.

Aos meus pais e minha família que sempre colaboraram e me apoiaram em todos os momentos.

A todos os que diretamente ou indiretamente auxiliaram na execução deste trabalho.



## RESUMO

Mediante a alta produção de frangos de corte, os resíduos da cadeia produtiva de aves tornam-se um grande impasse ambiental devido sua elevada carga orgânica, características recalcitrantes e de difícil assimilação no meio ambiente. Frente a isso, técnicas de tratamento de resíduos como a eletrocoagulação são vistos como de elevado potencial e eficiência no tratamento desses efluentes. A eletrocoagulação sofre influência de diversas variáveis físico-químicas como: pH do efluente, corrente elétrica e presença de sais ou eletrólitos. Desta forma, o presente estudo teve por objetivo estudar o processo de eletrocoagulação no tratamento de efluente de um abatedouro de aves com alta carga orgânica sem a adição de sais para manter ou reduzir a condutividade elétrica variando o pH e o tempo reacional. Nesse projeto foi construído um reator em vidro com dimensões de 15 cm de altura, largura 10 cm e 20 cm de comprimento. O sistema de eletrocoagulação é constituído por quatro eletrodos de Fe (1045) ligados em paralelo, com dimensões 7,5x15 cm e 3 mm de espessura, estando presos a uma plataforma de madeira. Estes foram ligados a uma fonte de 15 V de corrente contínua, iniciando com uma corrente de 5,5 A. O efeito da pH do efluente e o tempo de reação sobre eletrocoagulação foram avaliados em relação as variáveis resposta: DQO, condutividade e turbidez a partir de um planejamento fatorial  $2^3$  com três repetições no ponto central. A análise dos dados foi realizada a partir da avaliação ANOVA, gráfico de pareto e superfícies de resposta das variáveis analisadas. A partir dos ensaios realizados a condição com os melhores resultados para as variáveis testadas foi tempo de reação de 60 min e pH do efluente 7,0 obtendo a melhor remoção de DQO 68,1 %, remoção da turbidez 78,3 % e incremento da condutividade 46,06 %. Com base nos resultados obtidos o tratamento demonstrou ser rápido, simples e sem uso de aditivo apenas com o controle de pH, tempo de reação e uso energia elétrica.

Palavras-chave: Tratamento de efluente; Agroindústria; Eletrocoagulação.

## **ABSTRACT**

Due to the high production of broilers, the residues of the productive chain of poultry become a great environmental challenge due to their organic load, recalcitrant characteristics and difficult to assimilate in the environment. In view of this, waste treatment techniques such as electrocoagulation are seen as having high potential and efficiency in the treatment of these effluents. Electrocoagulation undergoes the different physical and chemical variables: pH of the effluent, electric current and presence of salts and electrolytes. Thus, the present study aimed to study the electrocoagulation process without treatment of effluent from a poultry slaughterhouse with high organic load without an addition of salts to maintain or reduce the electrical conductivity of pH and the reaction time. The design was constructed with a size of 15 cm and 20 cm in length. The electrocoagulation system consists of four electrodes of Fe (1045) connections in parallel, 7.5x15 cm in size and 3 mm thick, being available on a wooden platform. These were connected to a source of 15 V DC, starting with a current of 5.5 A. The effect of pH and reaction time on electrodes was greater in relation to the number of responses: COD, conductivity and turbidity from of factorial  $2^3$  with three replications in the central one. Data analysis was performed based on the ANOVA variables, parameter plot and responses of the analyzed variables. From the data, a condition was obtained with the best result for the variables tested and the reaction time of 60 min and pH of the effluent 7.0 obtaining the best removal of COD 68.1%, removal of turbidity 78.3 % and conductivity increase 46.06%. Based on the results, the treatment showed to be fast, simple and without additive use only with pH control, reaction time and electric energy use.

**Keywords:** Effluent treatment; Agroindustry; Electrocoagulation.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – PRODUÇÃO TOTAL DE FRANGOS DE CORTE NO BRASIL ENTRE OS ANOS DE 2006-2016.....	14
FIGURA 2 – FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DO PROCESSAMENTO DO FRANGO DE CORTE.....	16
FIGURA 3 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM REATOR MONOPOLAR .....	22
FIGURA 4 – REPRESENTAÇÃO DE UM REATOR EM PARALELO .....	23
FIGURA 5 – ESQUEMA DE REATOR EM SÉRIE.....	23
FIGURA 6 – ESQUEMA DE REATOR EM PARALELO 01 .....	24
FIGURA 7 – FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DO PROCESSO DE TRATAMENTO DO EFLUENTE POR ELETROCOAGULAÇÃO .....	27
FIGURA 8 – REATOR VAZIO .....	29
FIGURA 9 – ESQUEMA CONTRUTIVO DO REATOR E PLACAS .....	29
FIGURA 10 – GRÁFICO DE PARETO DA ANÁLISE DA TURBIDEZ .....	34
FIGURA 11 – AMOSTRAS ANTES E DEPOIS DA ELETROCOAGULAÇÃO.....	35
FIGURA 12 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA PARA ANÁLISE DA TURBIDEZ .....	36
FIGURA 13 – GRÁFICO DE PARETO DA ANÁLISE DA DQO .....	38
FIGURA 14 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA PARA ANÁLISE DA DQO(%).....	39
FIGURA 15 – GRÁFICO DE PARETO DA ANÁLISE DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA.....	42
FIGURA 16 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA PARA ANÁLISE DA CONDUTIVIDADE .....	43
FIGURA 17 – ANTES E DEPOIS DA ELETROCOAGULAÇÃO.....	44



## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – RESÍDUOS GERADOS POR ETAPA DO PROCESSAMENTO DE FRANGO DE CORTE .....	16
TABELA 2 – CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS, PH E DQO DO EFLUENTE DO PROCESSAMENTO DO FRANGO EM LITERATURA.....	17
TABELA 3 – METODOLOGIA PARA DETERMINAÇÃO DA TURBIDEZ, DQO E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA.....	28
TABELA 4 – PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL PARA ESTUDOS DE ELETROCOAGULAÇÃO VARIANDO-SE PH E TEMPO DE ELETRÓLISE .....	30
TABELA 5 – CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO .....	33
TABELA 6 – RESULTADOS EXPERIMENTAIS PARA ANÁLISE DA TURBIDEZ....	34
TABELA 7 – ANÁLISE DA TURBIDEZ.....	35
TABELA 8 – RESULTADOS EXPERIMENTAIS PARA ANÁLISE DA DQO .....	37
TABELA 9 – RESUMO DA ANOVA – ANÁLISE DA DQO .....	39
TABELA 10 – RESULTOS EXPERIMENTAL PARA VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA.....	41
TABELA 11 – RESUMO DA ANOVA – ANÁLISE DA CONDUTIVIDADE .....	42

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>12</b>
1.1 JUSTIFICATIVA .....	13
1.2 OBJETIVOS .....	13
1.2.1 Objetivo geral .....	13
1.2.2 Objetivos específicos.....	13
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>14</b>
2.1 CENÁRIO DA PRODUÇÃO DE FRANGO NO BRASIL .....	14
2.2 RESÍDUOS AVÍCOLAS.....	15
2.3 TRATAMENTOS DE EFLUENTES .....	17
2.3.1 Tratamento preliminar .....	17
2.3.1 Tratamento primário .....	18
2.3.2 Tratamento secundário.....	18
2.3.3 Tratamento terciário .....	18
2.4 ELETRÓLISE .....	19
2.5 ELETROCOAGULAÇÃO.....	19
2.6 PARÂMETROS ESTUDADOS NO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO ..	21
2.6.1 PH .....	21
2.6.2 Corrente elétrica e condutividade do efluente .....	21
2.6.3 Influência Distância entre eletrodos .....	22
2.6.4 Turbidez .....	22
2.7 TIPOS DE REATORES.....	22
2.8 APLICAÇÕES DA ELETROCOAGULAÇÃO EM TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	24
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>27</b>
3.1 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	27
3.2 ELETROCOAGULADOR.....	28
3.2 CORRENTE ELÉTRICA E DETERMINAÇÃO DE PH.....	29
3.3 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL .....	30
3.4 TRATAMENTO DE DADOS .....	31
3.5 ANÁLISES PARA DETERMINAÇÃO DE VARIÁVEIS DEPENDENTES.....	31
3.5.1 Turbidez .....	31
3.5.2 DQO .....	31

3.5.3 CONDUTIVIDADE.....	32
<b>4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS .....</b>	<b>33</b>
4.1 RESULTADOS OBTIDOS PARA ANÁLISE DE TURBIDEZ .....	33
4.2 RESULTADOS OBTIDOS PARA ANÁLISE DE DQO .....	37
4.3 VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA.....	40
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>45</b>
5.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....	45
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>47</b>
<b>ANEXO 1 – ELETRODOS APÓS ELETROCOAGULAÇÃO .....</b>	<b>52</b>
<b>ANEXO 2 – TABELA DOS RESULTADOS DA ELETROCOAGULAÇÃO .....</b>	<b>53</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A avicultura tem uma contribuição expressiva para o aumento do crescimento econômico do estado do Paraná. Segundo a Associação Brasileira de Proteína Animal, o Paraná abate quase três frangos por minuto, sendo o maior produtor e exportador de frango do Brasil (ABEF, 2016).

Frente a elevada produção e processamento de frango, o aumento na geração de águas residuais tornou-se um dos problemas preocupantes, devido as características recalcitrantes, alta carga orgânica e difícil assimilação no meio ambiente (SHARANI et al. 2010; THIRUGNANASAMBANDHAM et al. 2014).

Os métodos mais comuns de tratamento se baseia na utilização de coagulante, passagem por um flotor, lagoas anaeróbias e facultativas. Esses sistemas ocupam uma grande área de tratamento e por possuir um valor de tempo de retenção maior gera mal cheiro, principalmente nas lagoas anaeróbias. Frente a tudo isso a eletrocoagulação é um método que consiste na passagem de corrente elétrica por determinado efluente, desencadeando diversas reações, como: substituição iônica entre os eletrólitos inorgânicos e os sais orgânicos, a oxidação dos compostos, a redução da concentração da matéria orgânica dissolvida na solução e a desestabilização das partículas coloidais (GIORDANO, 2004).

A eletrocoagulação apresenta influência do pH do efluente, os íons metálicos liberados pelos eletrodos dificilmente têm condições de se agregar em condições ácidas, enquanto os radicais complexos podem ser formados em pH alcalino. Diversos trabalhos apresentados relatam que a corrente elétrica inserida no eletrocoagulador é diretamente proporcional a remoção de DQO, porém não se consegue alta corrente elétrica com baixa condutividade, sendo que a adição de qualquer composto para se manter elevada a corrente faz-se aumentar o custo do tratamento e aumentar a quantidade de sólidos solúveis no efluente tratado (AGUILAR, 2002; ALLAGO et al., 2012; BORBA et al., 2012).

No presente estudo construiu-se um eletrocoagulador a nível de bancada com controle do tempo de eletrólise para aplicação da técnica de eletrocoagulação no processo de tratamento de efluente de abatedouro de aves com alta carga orgânica, sem o uso de sais ou qualquer aditivo para manter a corrente estável por meio do controle do pH e tempo durante o processo.

## 1.1 JUSTIFICATIVA

Devido à alta demanda dos abatedouros de aves e grande parte dos tratamentos serem lentos a eletrocoagulação surgiu como uma solução eficaz e rápida, sendo a justificativa deste trabalho analisar o comportamento das variáveis DQO, turbidez e condutividade de um efluente após o tratamento por eletrocoagulação sem o uso de sais ou aditivos para manter a corrente elétrica, procurando encontrar a melhor relação das variáveis tempo de eletrocoagulação e pH, para se ter uma opção de tratamento rápido e eficaz.

## 1.2 OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo de encontrar a melhor relação entre tempo de eletrólise e pH do efluente para a remoção da DQO e turbidez. Desta forma, compensa-se as alterações de pH, visando uma maior eficiência da cinética do processo e um possível aumento na sua eficiência energética

### 1.2.1 Objetivo geral

Avaliação do processo de eletrocoagulação para tratamento de efluente oriundo de abatedouros de aves.

### 1.2.2 Objetivos específicos

Avaliar a correlação entre as variáveis pH e tempo de eletrólise no processo de eletrocoagulação;

Avaliar a influência do processo de eletrocoagulação nos parâmetros DQO, turbidez e condutividade;

Correlacionar os dados dos parâmetros DQO, turbidez e condutividade para otimizar o processo de eletrocoagulação para o tratamento de efluente.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

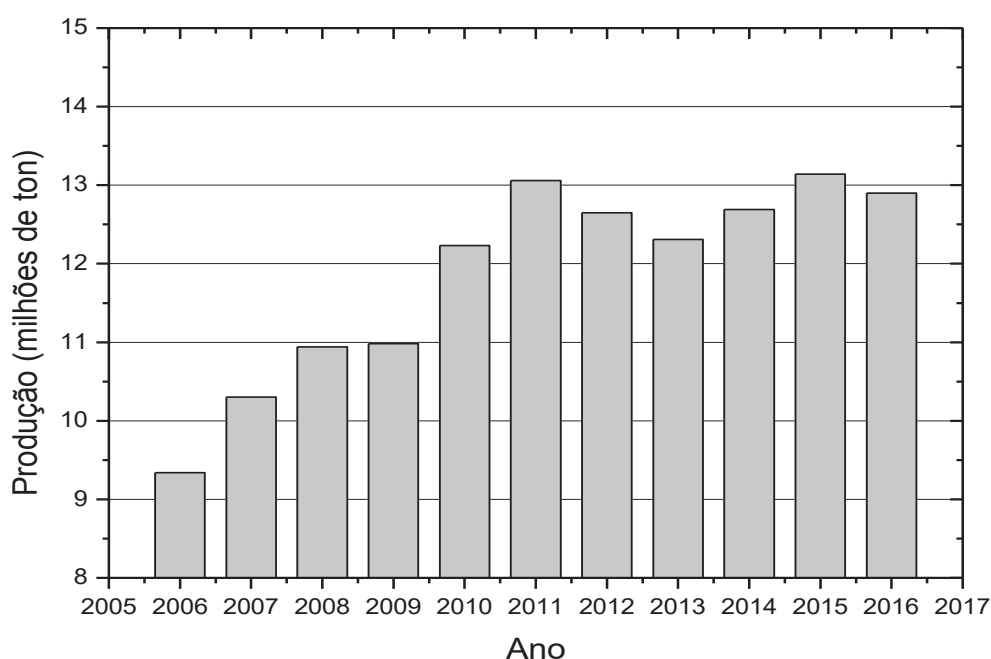
### 2.1 CENÁRIO DA PRODUÇÃO DE FRANGO NO BRASIL

O desenvolvimento do Brasil nos últimos anos esteve diretamente atrelado ao crescimento do agronegócio, que gera grande quantidade de empregos e renda, além de significativa parcela do PIB brasileiro (CIELO, 2015). Neste cenário destaca-se principalmente a produção de proteína animal.

O considerável aumento na produção de frango de corte no Brasil nas ultimas 5 décadas é decorrente principalmente do aumento do consumo doméstico e ampliação no mercado de exportação de carne (MENDES, 2014; BARACHO et al. 2017). Segundo a Associação Brasileira de Proteína Animal - ABPA (2017), para o ano de 2016, a produção de frangos de corte foi de 12,9 milhões de toneladas (FIGURA 1), sendo o estado do Paraná o maior produtor com 33,46 % da produção total.

Ainda neste cenário, o Brasil apresenta-se como maior exportador com 4.384 milhões de toneladas, e segundo maior produtor de carne frango do mundo (14,5 % de toda produção mundial) ficando atrás apenas dos Estados Unidos (ABPA, 2017).

FIGURA 1 - PRODUÇÃO TOTAL DE FRANGOS DE CORTE NO BRASIL ENTRE OS ANOS DE 2006-2016



FONTE ABPA ( 2017).



No mercado interno, o consumo per capita de frango foi de 44,63 kg por habitante no ano de 2017, com previsões de aumento de 2,5 % para o ano de 2018, segundo dados do United States Department of Agriculture - USDA (2018), coloca o Brasil em terceiro lugar do mundo em consumo de frango por habitante.

Segundo Cielo (2015), o grande dinamismo e desenvolvimento do setor avícola é o principal responsável para os elevados índices de produtividade frente a países largamente desenvolvidos. O grande avanço de tecnologias na área de genética, alimentação e bem-estar animal também foram fatores fundamentais para a atual posição do Brasil na produção de proteína advinda do frango.

## 2.2 RESÍDUOS AVÍCOLAS

O uso de água nas indústrias vai além do uso geral para processamento, sendo utilizado para higienização, uso sanitário e produção de embalagens. Os esgotos sanitários são compostos de matéria inorgânica e orgânica. Os principais constituintes orgânicos são os açúcares, proteínas, gorduras, óleos e microrganismos. Enquanto que, os principais constituintes inorgânicos são ânions e cátions (SCHMIDELL et al., 2007).

Efluentes de indústrias frigoríficas são classificados como agentes de poluição das águas, expondo-se à saúde pública. Em sua grande parte, o efluente de indústrias frigoríficas não possui resíduos perigosos, sendo sua maior parte constituída de matéria orgânica. Os resíduos produzidos nestes estabelecimentos industriais necessitam de tratamento antes de serem lançados diretamente em cursos d'água. Se não forem corretamente tratados e dependendo da capacidade de diluição do corpo hídrico, determinado volume de efluente frigorífico pode tornar as águas receptoras impróprias à vida aquática (FEISTEL, 2011).

Apesar de não possuírem natureza perigosa, efluentes de abatedouros e frigoríficos necessitam de tratamentos para serem lançadas nos corpos hídricos. Os subprodutos gerados no processamento do frango possuem elevada vazão e grande carga de sólidos em suspensão, nitrogênio orgânico e uma alta carga de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) DQO (demanda química de oxigênio). A presença de sistemas de tratamento para remoção de sólidos e redução da DQO são fundamentais para a eliminação e descarte correto desses compostos (FEISTEL,

2011). Os tratamentos de compostos impróprios para consumo humano são de total responsabilidade dos abatedouros, necessitando tratamento antes de descarte no ambiente, garantindo uma segurança ambiental e saúde populacional.

Nos frigoríficos de abate de aves o uso de água potável chega até 30 L por unidade de frango abatido. A água é utilizada em várias etapas de processamento. Durante o processo de abate são verificadas algumas etapas que são as principais geradoras de resíduos dentro da indústria avícola: sangria, depenagem, evisceração, resfriamento e corte (HUBNER, 2001). A TABELA 1 apresenta os principais resíduos gerados em cada uma das etapas do processamento do frango.

TABELA 1 - RESÍDUOS GERADOS POR ETAPA DO PROCESSAMENTO DE FRANGO DE CORTE

<b>Etapas</b>	<b>Resíduos gerados</b>
Recepção	Fezes, penas, água de limpeza.
Abate	Sangue, água de limpeza.
Escaldagem e Depenagem	Penas, sangue/gordura, água de limpeza.
Evisceração	Visceras, sangue, gordura, carne de corte, água de limpeza.
Resfriamento	Sangue, gordura, carne de corte, água de limpeza.
Cortes	Gordura, carne de corte, ossos, água de limpeza.
Embalagem	Água de limpeza.

FONTE: Ferreira et al. (2018).

O efluente do processamento de aves é caracterizado por possuir alta demanda química de oxigênio, elevado teor de sólidos, alta turbidez e cor opaca, devido a alta presença de restos de carne, vísceras, penas ossos e gordura, além de apresentar pH levemente ácido devido as características recalcitrantes do efluente (RABELO et al, 2014; FERREIRA et al. 2018). A Figura 2 ilustra toda cadeia de processamento do frango de corte.

FIGURA 2 - FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DO PROCESSAMENTO DO FRANGO DE CORTE



FONTE: Ferreira et al. (2018).

Os valores permitidos em literatura para a maioria dos parâmetros de caracterização foram relativamente próximos considerando o resíduo de características e composição padronizada (TABELA 2).

TABELA 2. CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS, PH E DQO DO EFLUENTE DO PROCESSAMENTO DO FRANGO EM LITERATURA.

<b>Autor</b>	<b>Sólidos Totais (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>DQO</b>
Rajakumar et al. (2012)	2650	7,3	3900
Thirugnanasambandham et al. (2014)	1958	-	5500
Oliveira et al. (2011)	1500	6,9	2490
Bayar et al. (2011)	-	6,7	2171
Del Nery et al. (2007)	2032	6,5	3525
Da Costa et al. (2013)	3090	7,0	-

FONTE O autor (2018).

## 2.3 TRATAMENTOS DE EFLUENTES

Os tratamentos de efluentes tem o objetivo de atender a legislação ambiental antes de serem lançados nos corpos hídricos e em alguns casos fazer o reúso da água. Por definição existem algumas etapas. Tratamento preliminar (físico), tratamentos primário (físico-químico), tratamento secundário (biológico) e tratamento terciário (SOBRINHO, 1996).

### 2.3.1 Tratamento preliminar

O tratamento preliminar é caracterizado por se tratar de processos físicos, nesta etapa é feita a remoção dos materiais em suspensão através da utilização de peneiras e grades. O gradeamento é a etapa em que ocorre a remoção de sólidos grosseiros no qual o material de dimensões maiores é retido. Existem três tipos de grades, as grades grosseiras (espaços de 5,0 a 10,0 cm), grades médias (espaços de 2,0 a 4,0 cm) e grades finas (espaços 1,0 a 2,0 cm). Este processo tem por objetivo a retirada de sólidos suspensos que podem entupir bombas, tubulações do tratamento de efluentes (NUNES, 2004).

Para SPERLING, (2002) as peneiras, ainda, tem a função de remoção de sólidos grosseiros não superiores a 0,25 mm, evitando o entupimento, sendo classificadas em rotativas e estáticas.

### 2.3.1 Tratamento primário

É o tratamento composto somente por processos físicos-químicos. Nesta etapa do processo a equalização e neutralização da carga do efluente ocorre a partir de um tanque de estabilização e adição de produtos químicos. Posteriormente, ocorrerá a separação de partículas líquidas ou sólidas por meio da floculação e sedimentação, utilizando flotador e decantadores (FORNARI, 2008).

O flotador é um sistema que tem um tanque de detenção hidráulica, onde bolhas de ar são insufladas do fundo do tanque, que no decorrer no processo por causa da diferença de densidade as moléculas de gordura irão aderir ao ar e subir até a superfície do tanque, que raspa ou suga o material (FORNARI, 2008).

Os decantadores separam o lodo líquido do efluente bruto, por meio de sedimentação de partículas sólidas. Os efluentes fluem devagar sobre um tanque de decantação, desta maneira os sólidos que tem densidade maior que a dos líquidos que se sedimentam para fundo do tanque (NUNES, 2009).

### 2.3.2 Tratamento secundário

No tratamento secundário ocorre a remoção de matéria orgânica por meio de reações bioquímicas, sendo anaeróbicos ou aeróbicos. Os processos anaeróbios constituem na estabilização de resíduos por meio da ação de microrganismos, na ausência de oxigênio (SPERLING, 2002).

### 2.3.3 Tratamento terciário

Segundo Nunes (2004) o tratamento terciário é conhecido como a etapa de polimento, é a última etapa antes do efluente ser lançado no corpo hídrico, que são reservatórios com proteção de taludes e ajudam na remoção de nutrientes e DQO do efluente. De acordo com Sperling (2002) as lagoas de polimento, nada mais são que lagoas facultativas, porém rasas e com menor tempo de exposição ao sol. O

tratamento terciário é realizado para remoção de poluentes específicos não removidos pelos métodos convencionais e que precede a etapa de eletrofloculação.

## 2.4 ELETRÓLISE

De acordo com Feltre (2012), a eletrólise é um método para obter reações de oxirredução, com a produção de reações químicas, por meio da passagem de corrente elétrica contínua (proveniente de um gerador) por uma solução de eletrólitos (ácidos, bases ou sais) em solução aquosa que tenham íons presentes. Quando a água está na sua forma pura (destilada) é má condutora de eletricidade sendo dificilmente conseguirá realizar sua composição eletrolítica, sendo necessário ou elevar a corrente elétrica ou dissolver algum soluto que contenha mais íons reativos que os da água. A palavra eletrólise vem de dois termos gregos: “elektro” (eletricidade) e “lisis” (quebra) unidas para se referir a uma reação ocorrida por meio de energia elétrica.

A condutividade elétrica da água pura é cerca de aproximadamente um milhão de vezes menor que a água do mar, uma das maneiras mais eficazes e baratas para se melhorar a eletrólise da água pura é adição de NaCl (TAUCHERT, 2012).

O processo eletrolítico ocorre a partir do fornecimento de energia advinda de um gerador que proporciona a descarga de íons, ocasionando perda de carga por parte de cátions polo negativo e ânions polo positivo. Dessa forma, os cátions irão receber elétrons, sofrendo redução (redução catódica), enquanto os ânions irão ceder elétrons, sofrendo oxidação (oxidação anódica). É necessário dois ou mais eletrodos mergulhados em uma solução condutora que estabeleça uma diferença de potencial elétrico (FELTRE, 2012).

A eletrólise é um fenômeno inverso ao da pilha, pois na eletrólise o processo não é espontâneo, como acontece nas pilhas. Sendo que a pilha gera energia elétrica a partir da energia química, já a eletrólise converte energia elétrica em energia química (MOLLAH, 2001).

## 2.5 ELETROCOAGULAÇÃO

A eletrocoagulação vem sendo muito utilizada no Brasil, principalmente na última década, sendo aplicada em quase todos os setores industriais. Sendo a coagulação um fenômeno em que cargas das partículas coloidais e suspensas são

neutralizadas por colisão mútua contra íons e são aglomeradas, seguindo por sedimentação ou flotação (DOS SANTOS et al., 2018).

Segundo Libânio (2010) a coagulação é um processo que consiste essencialmente na desestabilização das partículas coloidais e suspensas realizada por combinações de ações físicas e reações químicas entre o coagulante utilizado, águas e impurezas, tendo grande eficiência na remoção de poluentes de águas residuais.

A eletrocoagulação é um processo químico que envolve fenômenos físicos, eletrodos para fornecer íons na corrente de água residuais. O processo de eletrocoagulação ocorre em três etapas:

- (i) a formação de coagulantes por oxidação eletrolítica do “eletrodo de sacrifício”,
- (ii) desestabilização da suspensão de contaminantes em partículas,
- (iii) formação de flocos.

Gerando a desestabilização de moléculas que estão no efluente por meio do diferencial de potencial elétrico aplicado aos eletrodos, assim espécies catiônicas são geradas pelo ânodo, reagindo com os colóides da solução tratada, gerando a flotação do material (MOLLAH, 2001).

De acordo com Merma (2008), com o contato de eletrodos em soluções poluídas ocorre a eletrocoagulação, onde se geram coagulantes, esses coagulantes precisam de uma carga elétrica (diferencial de potencial). Cada tipo de condutor gera uma carga elétrica, por exemplo, ferro, alumínio e cobre, cada material desses conduz cargas diferentes.

Quando a corrente elétrica passa entre o ânodo e o cátodo para ocorrer a eletrocoagulação é necessário que o efluente tenha uma resistência, pois quanto maior a resistência, maior é o diferencial de potencial, assim flotando mais material (TAUCHERT, 2012).

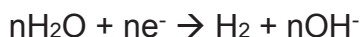
No processo de tratamento de efluentes, os íons são gerados no ânodo e reagem com os hidróxidos formados no cátodo (hidrólise da  $H_2O$ ). Os hidróxidos de metais produzidos na reação reagem com os sólidos suspensos e colóides formando os precipitados (SRIDHAR et al. 2012). O mecanismo de eletrocoagulação descrito por Thirugnanasambandham et al. (2014) é o seguinte:

*No ânodo*





*No cátodo*



A eletrocoagulação apresenta as seguintes vantagens tais como ocupar pouco espaço físico em processo por batelada, limitação de uso de substâncias químicas, equipamentos de fácil operação, flocos formados mais estáveis, assim facilitando a remoção e rápido tempo de tratamento. Entretanto apresenta algumas desvantagens por exemplo, o alto consumo de eletricidade, que necessita de alta condutividade, eletrodos precisam ser substituídos regularmente (KUMAR et al., 2009).

## 2.6 Parâmetros ESTUDADOS NO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

### 2.6.1 PH

O pH das águas residuais influencia na eficácia da eletrocoagulação, afetando a solubilidade dos hidróxidos metálicos. A eficiência da eletrocoagulação depende da natureza dos poluentes, sendo que o pH altera a solubilidade dos hidróxidos metálicos, se há íons de cloreto presente a liberação de cloro é afetada. O melhor pH para remoção é 7 (CHEN, 2004).

### 2.6.2 Corrente elétrica e condutividade do efluente

A condutividade elétrica afeta a eficiência da corrente elétrica, a tensão da célula e o consumo de energia elétrica, porque quando a condutividade é baixa ela reduz a resistência a passagem de corrente entre ânodo e cátodo (DANESHVAR et al., 2007). Uma maneira de aumentar a condutividade é adição de compostos de sais, sendo o mais usado o cloreto de sódio, por ser de baixo custo e não tóxico. Entretanto, em altas concentrações deste sal, ocorre a liberação de grande quantidade de íons  $\text{Cl}^-$ , podendo ocorrer à formação de compostos organoclorados de toxicidade considerável. Diversos cuidados devem ser tomados na escolha da corrente elétrica pois elevada corrente pode significar perda da potência, pois parte dela podendo se dissipar pelo efeito (CHEN, 2004).

### 2.6.3 Influência Distância entre eletrodos

A distância entre eletrodos pode aumentar ou diminuir a eficiência no processo de eletrocoagulação. Quanto mais se afastar os eletrodos, menor é a eficiência. Sendo assim, para se ter uma melhor eficiência é necessário diminuir a distância entre os eletrodos, aumentar a corrente elétrica e a área dos eletrodos (MERMA, 2008).

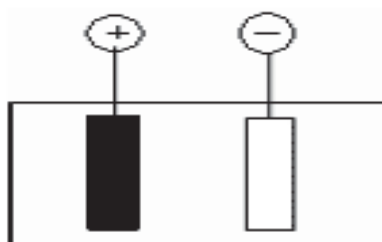
### 2.6.4 Turbidez

A turbidez é uma medida de resistência do líquido à passagem da luz, causada pela presença de materiais em suspensão. Estes materiais podem ser partículas maiores que se depositam, ou partículas menores (partículas coloidais) que permanecem em suspensão por muito tempo, quanto maior a turbidez menor é a condutividade e menor é a resistência afetando a eletrocoagulação (CESARO, 2007).

## 2.7 TIPOS DE REATORES

Existem vários modelos de reatores, dos quais o mais simples é um reator eletrolítico que possui um eletrodo monopolar que é composto por apenas um ânodo e um cátodo, como mostra a FIGURA 3. Uma diferença de potencial é aplicada a partir de uma fonte externa de energia, o material do ânodo sofre oxidação, enquanto que o cátodo sofrerá uma redução ou deposição que produzem o coagulante *in situ* (MOLLAH et al., 2004).

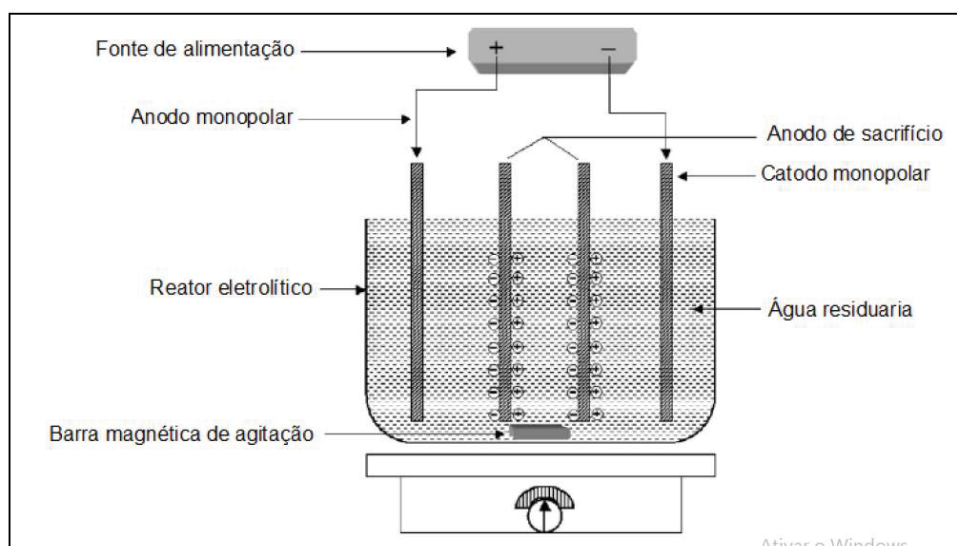
FIGURA 3 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DE UM REATOR MONOPOLAR



FONTE: O autor (2018)

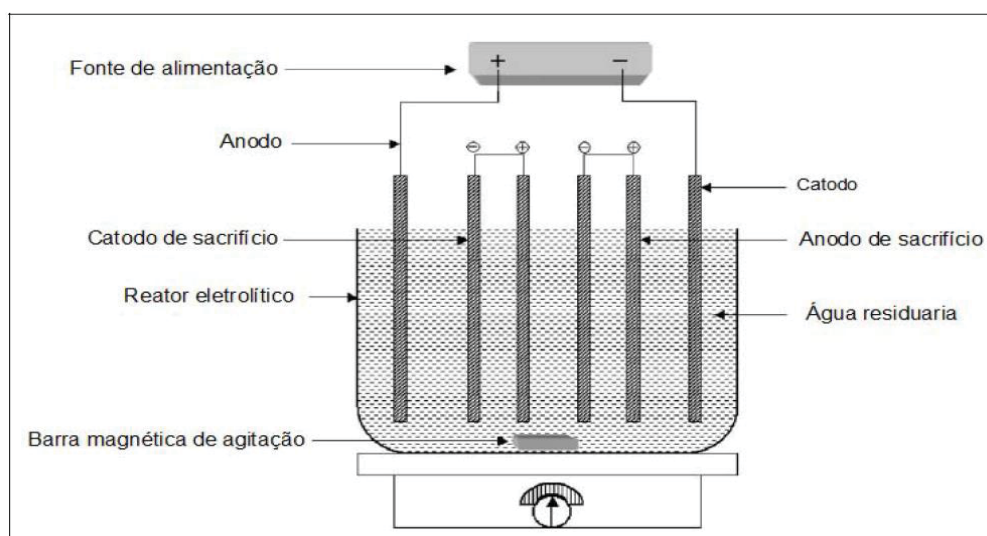
Pode ser montado com eletrodos bipolares FIGURA 4 e 5, como eletrodos em série ou paralelo. Segundo Mollah et al. (2004), para eletrodos arranjados em série, uma diferença de potencial mais elevada é requerida para uma dada corrente de fluxo, porque eletrodos conectados em série têm uma resistência mais elevada, sendo que efluentes de abatedouros de aves tem baixa resistência, não sendo adequados para este efluente. Enquanto, em paralelo a corrente é dividida em todos eletrodos das células individuais, assim não necessita de uma alta resistência elétrica para gerar uma grande potência, porem o reator da FIGURA 4, por não ter cátodos intercalados tem menor eficiência que reatores com cátodos intercalados.

FIGURA 4 - REPRESENTAÇÃO DE UM REATOR EM PARALELO



FONTE: Mollah (2004).

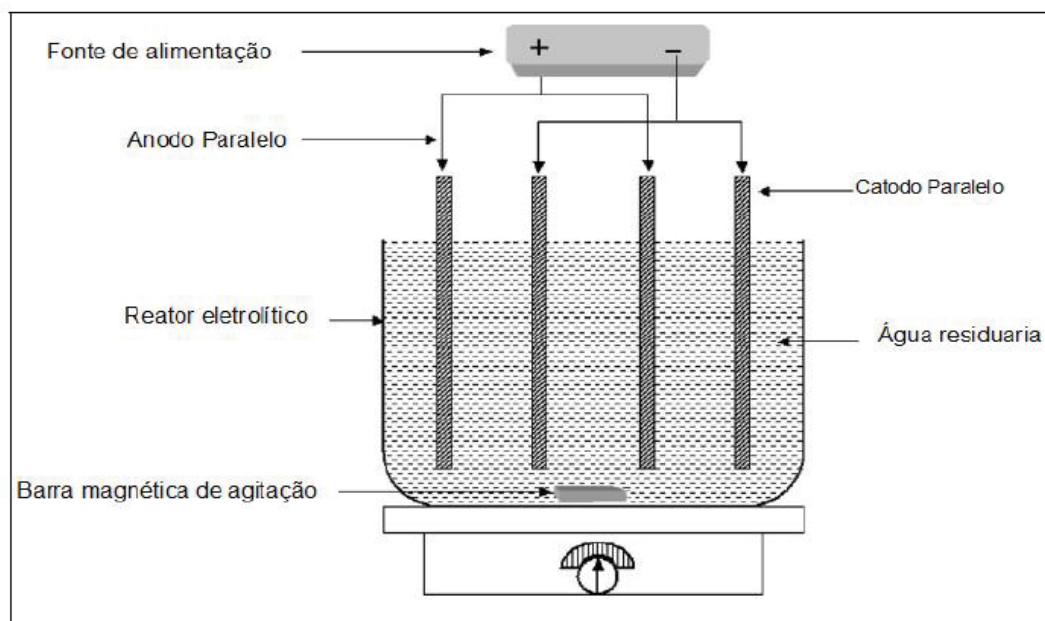
FIGURA 5 – ESQUEMA DE REATOR EM SÉRIE



FONTE: Mollah (2004).

A FIGURA 6 ilustra uma configuração de reator em paralelo em que ânodo sofre mais oxirredução, pois os cátodos estão mais próximos dos ânodos, ou seja, distâncias menores entre eles, assim obtendo maior eficiência, outro aspetor para se ter maior eficiência é o fato de cátodos e ânodos estarem intercalados (MOLLAH, 2004).

FIGURA 6 – ESQUEMA DE REATOR EM PARALELO 01



FONTE: Mollah (2004).

## 2.8 APLICAÇÕES DA ELETROCOAGULAÇÃO EM TRATAMENTO DE EFLUENTES

Processos eletroquímicos são amplamente utilizados no tratamento de resíduos orgânicos industriais devido a sua eficiência, simplicidade e baixo custo. Métodos eletroquímicos como a eletrocoagulação, oxidação eletroquímica, oxidação anódica, processo eletro-Fenton e peroxi-coagulação são muito eficazes no tratamento de águas residuais, incluindo as derivadas do abate e processamento animal (PANIZZA e CERISOLA, 2006; NIDHEESH et al. 2014; BHATNAGAR et al. 2014; ROSHINI et al. 2017; KUMAR et al. 2018).

Eletrocoagulação realizada em ensaios de bancada apresentam resultados excelentes para parâmetros de DQO, cor e turbidez, do efluente bruto de indústrias do agronegócio (DALLAGO et al., 2012). De acordo Borba (2012), que atingiram 98 % de remoção de DQO e 99 % de remoção de turbidez, com controle de pH e tempo de eletrólise, porém fizeram com a adição de sal para manter a

condutividade, assim afetado as características do efluente bruto. No entanto Pauli et al., (2012) obtiveram remoção de 94 % para DQO e 98 % para turbidez, sendo que esses autores levaram em consideração a diferença de massas entre ânodo e cátodo.

No estudo de Thirugnanasambandham et al. (2014), esses autores mostraram resultados significativos em todas as variáveis testadas (remoção de DQO, DBO, consumo de energia elétrica, pH, corrente aplicada) para o processo de eletrocoagulação de resíduos de abatedouro de frangos.

Processos eletroquímicos também foram eficazes para o tratamento através de remoção da cor e demanda química de oxigênio de águas residuais complexas e também, eletrocoagulação aerada foi eficaz em pH 3 e 7,7, removendo 60 % da cor e 50 % da DQO, no trabalho de KUMAR et al. (2018).

E No estudo de Bayar et al. (2011), foi avaliado o efeito da velocidade de agitação e densidade da corrente de processos de eletrocoagulação de efluentes de abatedouro avícola, obtiveram eficiências de remoção de DQO de até 85 %. Para variável remoção de turbidez as eficiências de remoção alcançaram 98 %, mostrando que o método é adequado para o tratamento de resíduos com essas características.

Trabalho realizado por Bayramoglu et al. (2006), mostrou que o processo de eletrocoagulação é tecnicamente eficaz no tratamento de efluentes de frigorífico avícola, além de economicamente viável, fazendo uma análise de diferentes eletrodos, considerando o eletrodo de ferro preferível no âmbito econômico. Os custos operacionais totais calculados foram de 0,015 e 0,027 \$/Kg para eletrodos de ferro e alumínio, respectivamente.

Todavia, no estudo realizado por Módenes et al. (2017), avaliado a degradação de efluentes de abatedouro de aves utilizando-se de parâmetros: pH 8,0, tempo de eletrolise de 50 minutos e intensidade de corrente de 2 A em processo de eletrocoagulação, obtiveram remoção de DQO de 92 %, cor de 99,63 % e turbidez de 99,16 %. Concluíram que sob esses parâmetros de tratamento os resíduos pesquisados poderiam ser lançados em corpos receptores.

Pesquisa realizada por Combatt et al. (2017), também concluiu através de modelos matemáticos para previsão da remoção da DQO que o processo de eletrocoagulação é uma tecnologia que pode ser utilizada como tratamento único ou

complementar em resíduos provenientes de frigoríficos de aves, alcançando taxas de remoção de DQO superiores a 80 %.

Borba et al. (2010), no tratamento de subprodutos da cadeia avícola, em tempo de eletrocoagulação de 20 minutos, 900 mL de volume e 43,9 A de corrente, obtiveram remoção de 98,4 %, 99,4 % e 97,6 % para DQO, cor e turbidez, respectivamente. Já Bayramoglu et al. (2006), com parâmetros de 25 minutos, 250 mL e 150 A de corrente, obteve remoção de 93 % e 98 % para DQO e graxas, respectivamente.

Além da indústria de processamento de frango o processo de eletrocoagulação se mostra eficiente, promissor e alternativo no tratamento de outros efluentes como de resíduos de tanques de pescados. Segundo Da Silva e Nunes (2016), utilizando parâmetros: pH inicial 8,0; condutividade 1000 uS.cm<sup>-1</sup>; tempo de 35 minutos; agitação de 200 rpm; e corrente de 2,5 A, alcançaram remoção de DQO de 84,95 %, 98,06 % para nitrito, 82,43 % para nitrato e 95,32 % para turbidez desse efluente.

De forma semelhante, método de eletrofloculação foi utilizado por Orsatto (2017) no tratamento de efluentes de matadouro e frigorífico suíno, obtendo-se resultados satisfatórios obtendo-se valores de remoção de 99,28 % para turbidez, 98,93 % para cor e 81,01 % para DQO.

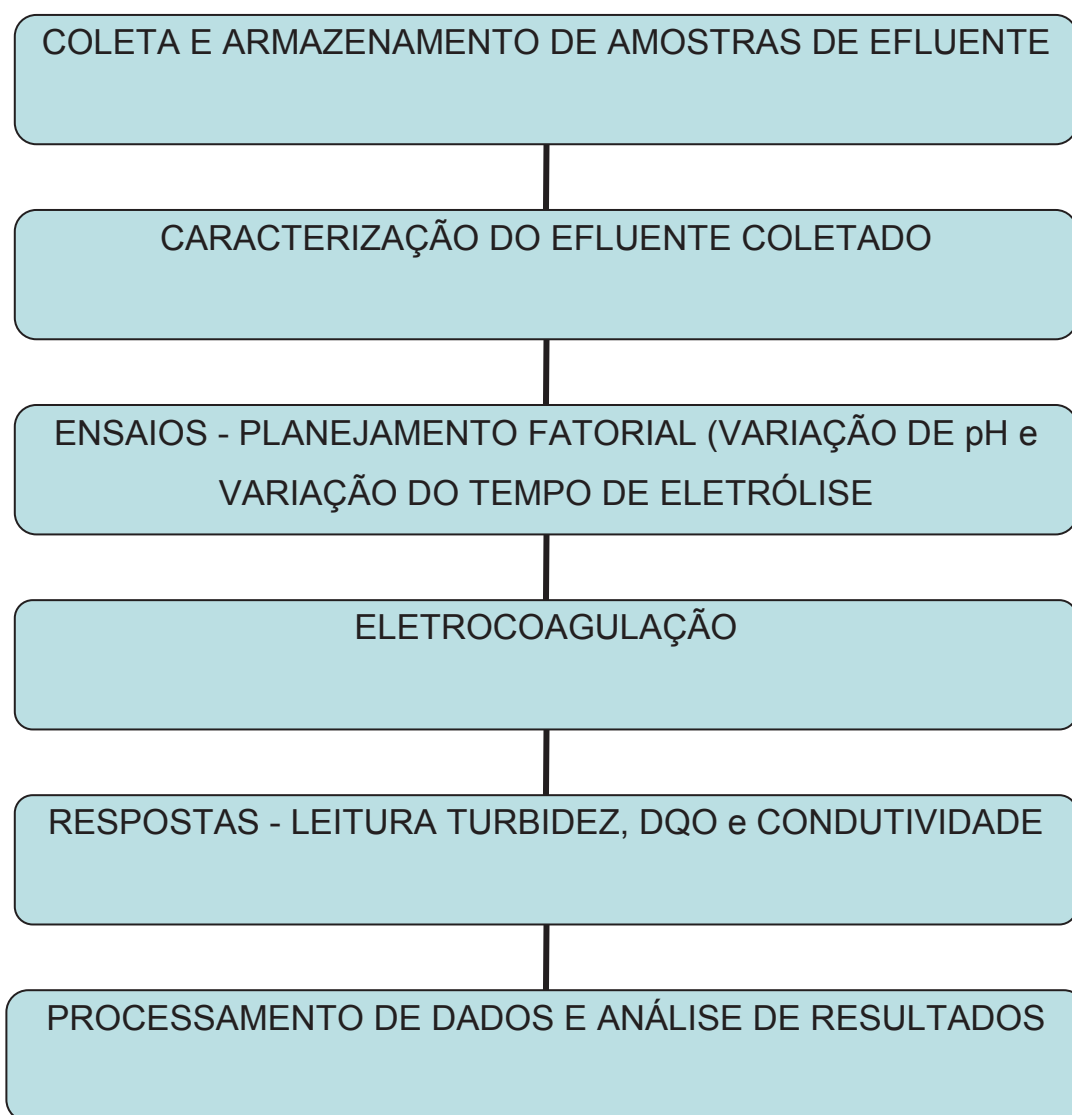
No tratamento de vinhoto, Liakos e Lazaridis (2014) obtiveram remoção de 90 % da cor do efluente utilizando eletrofloculação com parâmetros ajustados para 60 min de reação, 250 mL de volume e 0,5 A. Meneses et al. (2012), também utilizou eletrofloculação para remoção de óleos e graxas no Biodiesel obtendo 99,23 %, a partir de reações de 40 minutos, 600 mL e corrente não informada.



### 3 MATERIAL E MÉTODOS

Neste item será descrito a metodologia utilizada no desenvolvimento do trabalho como: caracterização do efluente; armazenamento, pesagem de ânodo e cátodo e delineamento experimental, conforme exemplificado no fluxograma da FIGURA 7.

FIGURA 7 – FLUXOGRAMA DAS ETAPAS DO PROCESSO DE TRATAMENTO DO EFLUENTE POR ELETROCOAGULAÇÃO



FONTE: O autor (2018)

#### 3.1 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Foram coletados 40 L de efluente em um abatedouro de aves. O ponto de coleta foi após a linha de abate de aves, local onde ocorre apenas o tratamento preliminar por meio do peneiramento, retirando os sólidos mais grosseiros. O efluente estudado é composto por resíduos de carnes, penas, sangue, microrganismos patogênicos, dentre outros resíduos orgânicos oriundos do processo do abate de aves. Para a preservação deste efluente em laboratório, o mesmo foi acondicionado em frascos âmbar de vidro e mantido sob refrigeração a 4 °C de acordo com norma NBR 9898/87 (ABNT, 1987).

O efluente assim que retirado do abatedouro, foi caracterizado, por de parâmetros da DQO, turbidez e condutividade, usando a metodologias apresentadas na TABELA 3. As variáveis usadas na caracterização são as mesmas variáveis avaliadas após o tratamento do efluente com a reação de eletrocoagulação. Para determinação do pH inicial foi usando o método 4500 H+B no Standard Methods (APHA, 2012), através de leitura direta com o equipamento Phametro mPA210.

TABELA 3. METODOLOGIA PARA DETERMINAÇÃO DA TURBIDEZ, DQO E CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

<b>Variável</b>	<b>Método</b>	<b>Análise</b>	<b>Equipamento</b>
Turbidez	Standard Methods (APHA, 2012)	Leitura direta	Turbidímetro AP 2000
DQO	método 5220 B do Standard Methods (APHA, 2012)	Colorimetria	DR2800 da HACH
Condutividade	2510 B Standard Methods (APHA, 2012)	Leitura direta	Condutivímetro AP 2000

FONTE: O autor (2018).

### 3.2 ELETROCOAGULADOR

Para a construção do eletrocoagulador em escala laboratorial levou-se em consideração diversos fatores, tais como a capacidade de armazenamento e o formato. As dimensões do reator foram 15 cm de altura, 10 cm largura e 20 cm de comprimento, com capacidade de 3 L. O vidro foi utilizado como material para construção do reator, a (FIGURA 8) demonstra que o reator vazio.

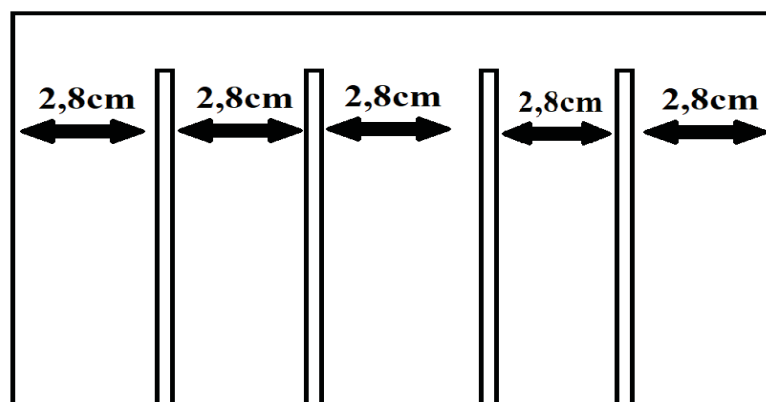
FIGURA 8 – REATOR VAZIO



FONTE: O autor(2018).

Utilizaram-se 4 eletrodos de ferro (Fe 1045) ou seja um aco com 0,45 % de carbono ligados em paralelo. Os eletrodos possuíam dimensões de 7,5x15 cm e 3 mm de espessura presos a uma plataforma de madeira com uma distância entre eles equidistantes de 2,80 cm (FIGURA 9). Os eletrodos foram fixados por um parafuso de ferro (Fe 1045), sendo conectados a uma fonte de energia por um fio de cobre de 1,5 mm, a fonte de corrente contínua usada tem tensão 15 V modelo Hahonik FTE 1310, que no início do processo de eletrocoagulação fornecia uma corrente elétrica de 5,5 A (BORBA et al., 2012).

FIGURA 9 – ESQUEMA CONSTRUTIVO DO REATOR E PLACAS



FONTE: O autor(2018).

### 3.2 CORRENTE ELÉTRICA E DETERMINAÇÃO DE PH

A condutividade elétrica inicial era suficiente para a eletrólise, assim não foi feita adição de sal ou nenhum tipo de material para aumentar a resistência. Neste caso, a corrente foi diminuindo conforme o tempo de eletrólise. A condutividade em meio aquoso é gerada pela presença de partículas dissolvidas, principalmente por íons metálicos com carga residual não nula e pelos elétrons livres (THEODORO,2016).

Já para a variável independente pH que inicialmente era 5,75 e foi ajustado para 6,0, sendo ajustado no início de cada um dos ensaios através da adição de Hidróxido de Sódio a 0,1 M controlada através da utilização de pHmetro.

### 3.3 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Empregou-se um planejamento fatorial  $2^3$  com três repetições no ponto central para condução da pesquisa utilizando-se como variáveis independentes o pH e tempo de eletrólise. Conforme planejamento obtiveram-se 11 unidades amostrais de forma aleatória. Utilizou-se 1,5 L de efluente no desenvolvimento de cada ensaio.

A TABELA 4 apresenta os valores e os níveis realizados nos estudos do processo de eletrocoagulação. Sendo que, como não houve nenhum tipo de adição de reagente ou sais no processo. A corrente iniciou com 5,5 A, conforme vai ocorrendo a eletrocoagulação a condutividade vai aumentando assim, diminui a resistência do efluente, diminuindo a corrente durante o processo, isso ocorre porque a reação causada pela eletrocoagulação faz com que a matéria orgânica que causa resistência, flote.

TABELA 4. PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL PARA ESTUDOS DE ELETROCOAGULAÇÃO VARIANDO-SE PH E TEMPO DE ELETRÓLISE

nº de experimentos	Valores codificados		Valores reais	
	pH	t <sub>eletrólise</sub>	pH	t <sub>eletrólise</sub> (min)
1	-1	-1	6	45
2	-1	1	6	75
3	-1	0	6	60
4	0	-1	7	45
5	0	1	7	75
6	0	0	7	60
7	1	-1	8	45
8	1	1	8	75
9	1	0	8	60
10	0	0	7	60
11	0	0	7	60

FONTE: O autor (2018).

### 3.4 TRATAMENTO DE DADOS

Todos os experimentos foram realizados em duplicata. Para análise estatística dos dados utilizou-se o software STATISTICA 8.0. Os valores de pH e tempo de eletrólise foram definidos por se tratar de valores médios apresentados por Borba et al., (2010) e Dos Santos et all. (2018), sendo que se os melhores resultados encontrados por esses autores estão compreendidos nessa margem de valores de pH e tempo de eletrólise aplicados neste experimento.

### 3.5 ANÁLISES PARA DETERMINAÇÃO DE VARIÁVEIS DEPENDENTES

As variáveis de resposta de interesse para este processo de eletrocoagulação foram turbidez, DQO e condutividade elétrica. Na TABELA 4 estão apresentadas de maneira resumida as metodologias empregadas para determinação de cada uma delas.

#### 3.5.1 Turbidez

Após o processo de eletrocoagulação, com auxílio do equipamento turbidímetro AP 2000, previamente calibrado com soluções padrões, foram coletados 5 mL do efluente já tratado e realizada a leitura direta do valor no equipamento, sendo feitas duas repetições em duplicatas.

#### 3.5.2 DQO

Para determinação da DQO, adicionou-se em tubos de digestão, alíquotas de 2,5 mL das amostras dos respectivos tratamentos. Adicionou-se o mesmo volume de água destilada a tubos como amostra controle.

Em seguida, acrescentou-se 1,5 mL de solução de dicromato de potássio e, vagarosamente, 3,5 mL de solução de sulfato de prata em ácido sulfúrico.

Os tubos foram fechados e agitados, sendo posteriormente colocados em bloco de digestão. O bloco, previamente aquecido à uma temperatura de 150 °C, recebeu as amostras, sendo estas digeridas durante 120 minutos.

Após a digestão, os tubos foram resfriados e as amostras preparadas para leitura em espectrofotômetro, com comprimento de onda fixado em 620 nm. Os valores respostas obtidos nas leituras do equipamento foram comparados em curva de DQO de KPH previamente montada, sendo feitas duas repetições em duplicatas.

### 3.5.3 CONDUTIVIDADE

Após o processo de eletrocoagulação, com auxílio do equipamento condutivímetro AP, previamente calibrado com soluções padrões, foram coletados 5 ml do efluente já tratado e realizada a leitura direta do valor no equipamento, sendo feitas duas repetições em duplicatas..



## 4 APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

A caracterização do efluente bruto coletado após o tratamento primário da agroindústria é apresentada na TABELA 5, sendo esta caracterização feita em duplicatas com duas repetições. É feita a caracterização para comparar e analisar com os resultados após a eletrocoagulação.

TABELA 5. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO

Caracterização do Efluente	
Turbidez	453 ntu
pH	5,75
DQO	5455 mg/l
Condutividade	864 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$

FONTE: O autor (2018).

Após a caracterização do efluente verificou-se que o pH estava ácido, necessitando de uma correção para neutraliza-lo, assim utilizou-se uma solução de NaOH para deslocá-lo para regiões alcalinas devido a geração de radicais de hidroxila. Os processos de eletrocoagulação são fortemente dependentes do pH, pois íons liberados pelos eletrodos são difíceis de agregar-se sob condições ácidas (CHEN, 2004).

### 4.1 RESULTADOS OBTIDOS PARA ANÁLISE DE TURBIDEZ

Para Liakos e Lazaridis (2014), o alto índice de turbidez em efluentes traz a consequência da diminuição de penetração de luz na água, com isso acarretando a redução da fotossíntese dos organismos. Na TABELA 6 estão apresentados os valores de redução de turbidez do efluente após o processo de eletrocoagulação para os experimentos realizados.

TABELA 6. RESULTADOS EXPERIMENTAIS PARA ANÁLISE DA TURBIDEZ

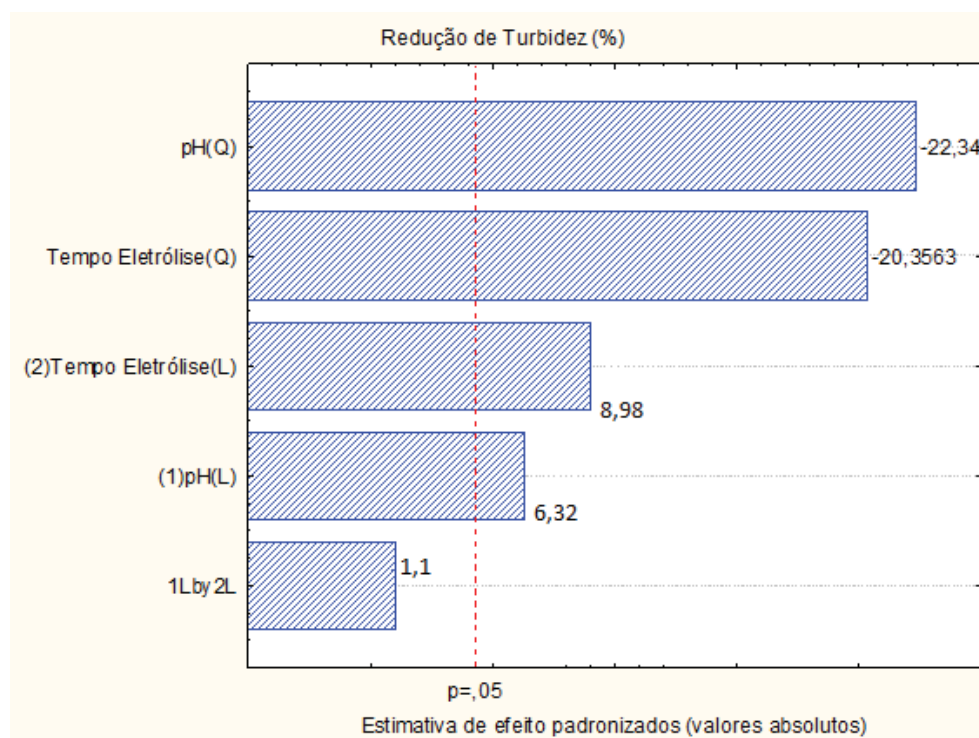
Experimentos	Valores reais		Turbidez Final (ntu)	%Remoção de Turbidez
	pH	t <sub>eletrólise</sub> (min)		
1	6	45	165	63,58
2	6	75	151	66,67
3	6	60	133	70,64
4	7	45	130	71,30
5	7	75	118	73,95
6	7	60	102	77,48
7	7	60	98	78,37
8	7	60	100	77,92
9	8	45	158	65,12
10	8	75	140	69,09
11	8	60	120	73,51

Turbidez inicial é de 453 ntu.

FONTE: O autor (2018).

Na (Figura 10) está apresentado o gráfico de Pareto para os resultados de redução de turbidez após o processo de eletrocoagulação.

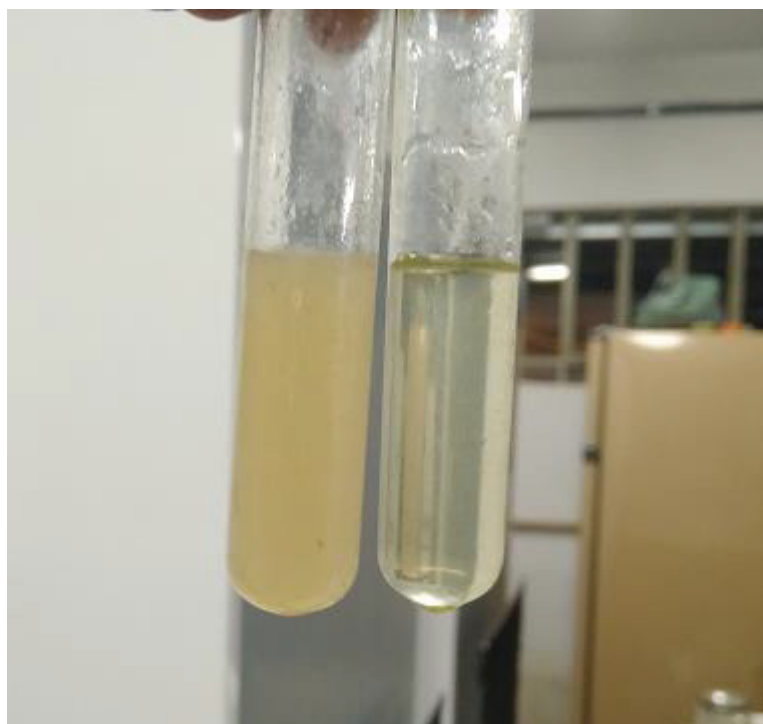
FIGURA 10 – GRÁFICO DE PARETO DA ANÁLISE DA TURBIDEZ



FONTE: O autor(2018).

Observa-se na (FIGURA 10) que o tempo quadrático, tempo linear, pH quadrático e pH linear tiveram influência significativa sobre o processo de eletrocoagulação no que se refere a redução da turbidez. A FIGURA 11 mostra duas amostras de 5 mL uma antes da eletrocoagulação e outra após a eletrocoagulação, em que o tubo da esquerda é antes da eletrocoagulação e o da direita após a eletrocoagulação.

FIGURA 11 – AMOSTRAS ANTES E DEPOIS DA ELETROCOAGULAÇÃO



FONTE: O autor(2018).

Na TABELA 7, está apresentado um resumo da análise ANOVA para turbidez do efluente após o tratamento por eletrocoagulação.

TABELA 7. RESUMO ANOVA – ANÁLISE DA TURBIDEZ

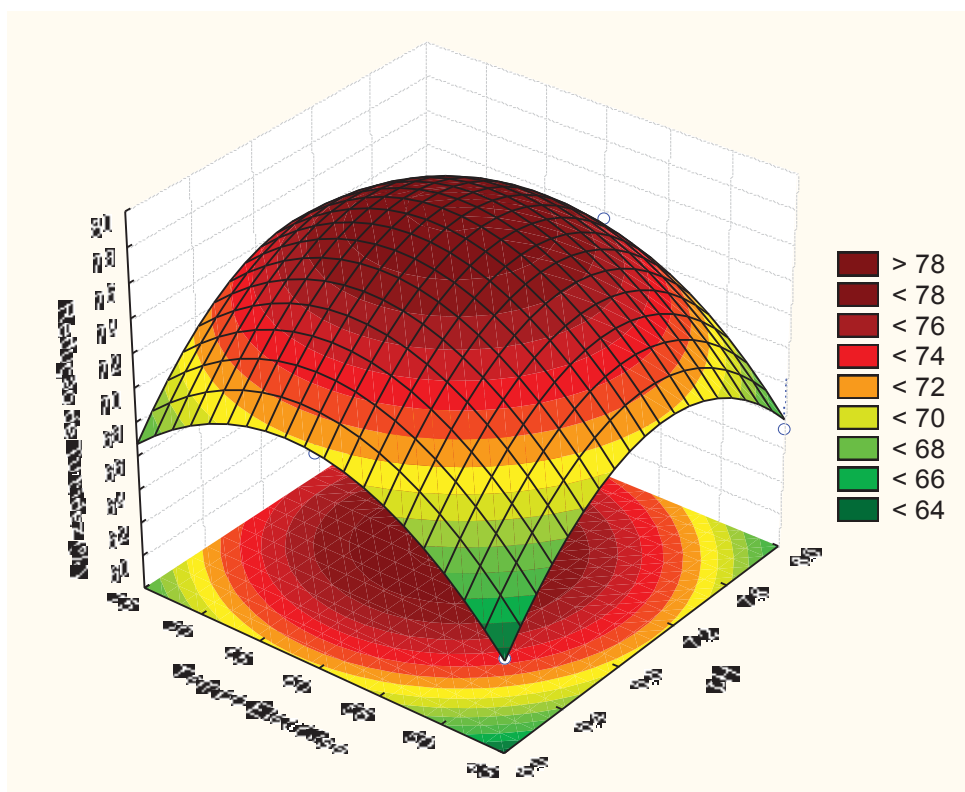
Resumo ANOVA	F calculado	p-valor	Efeitos
pH (Linear)	40,0417	0,024076	2,2811
pH (quadrático)	499,3373	0,001997	-12,3969
Tempo (linear)	80,6667	0,012171	3,2377
Tempo (quadrático)	414,3789	0,002405	-11,2931
Modelo Matemático		$z=330,46+87,92x-6,20x^2+3,12y-0,03y^2$	

Onde: Z= Redução da Turbidez (%); x=pH; y=tempo de eletrólise; p-valor inferiores a 0,05 indicam que o modelo explica a variação na resposta com significância estatística ao nível de 95% de probabilidade.

FONTE: O autor(2018).

Observa-se pelos resultados apresentado na TABELA 7 que o modelo gerado a partir dos dados experimentais é válido para este intervalo de pH e tempo de eletrólise testados. Sendo estes valores da análise da turbidez que o percentual foi de 78,3 % para remoção de turbidez, porém esse valor é insuficiente segundo as normas brasileiras do CONAMA, que seria de no mínimo 100 ntu o valor da turbidez do efluente para ser jogado em um corpo hídrico. O percentual de remoção da turbidez diminui com os elevados tempos de reação devido ao decréscimo da condutividade no processo. Quando utilizam-se processos contínuos, uma medida utilizada para remediação dessa condição é a adição de sais no meio. Desta maneira pode-se observar na FIGURA 12, que o comportamento da redução da turbidez em função do pH e o tempo de eletrólise para os limites estudados.

FIGURA 12 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA PARA ANÁLISE DA TURBIDEZ (%)



FONTE: O autor(2018).

Por meio do gráfico de superfície de resposta (FIGURA 12) e o modelo gerado a partir dos dados experimentais verificou-se que a redução da turbidez pode apresentar melhores resultados com valores de pH próximo a 7,2 e tempo de eletrólise de aproximadamente 60 min, valores muito próximos ao ponto central do planejamento.

Segundo Theodoro (2016), resultados da eletrocoagulação para efluentes de abatedouros de aves, com valores para análise de turbidez com tempo de 60 min e corrente de 3 A, conseguindo valores de 99,16 % de remoção. Sendo essa alta remoção devido à adição de compostos clorados inorgânicos e orgânicos.

A principal vantagem da não adição de NaCl ou qualquer outro composto para se manter baixa a condutividade refere-se ao fato de não se ter uma grande concentração de sólidos solúveis no efluente tratado, porém os resultados são insuficientes para serem usados como único tratamento para redução de turbidez (DANESHVAR et al., 2007).

#### 4.2 RESULTADOS OBTIDOS PARA ANÁLISE DE DQO

A DQO é um parâmetro que caracteriza efluentes industriais e esgoto. Este teste mede a quantidade de oxigênio necessário para oxidar os compostos orgânicos presentes no efluente (PANIZZA e CERISOLA, 2006; NIDHEESH et al. 2014; BHATNAGAR et al. 2014; ROSHINI et al. 2017; KUMAR et al. 2018). Na TABELA 8 estão apresentados os valores de redução de DQO para os experimentos realizados.

TABELA 8. RESULTADOS EXPERIMENTAIS PARA ANÁLISE DA DQO

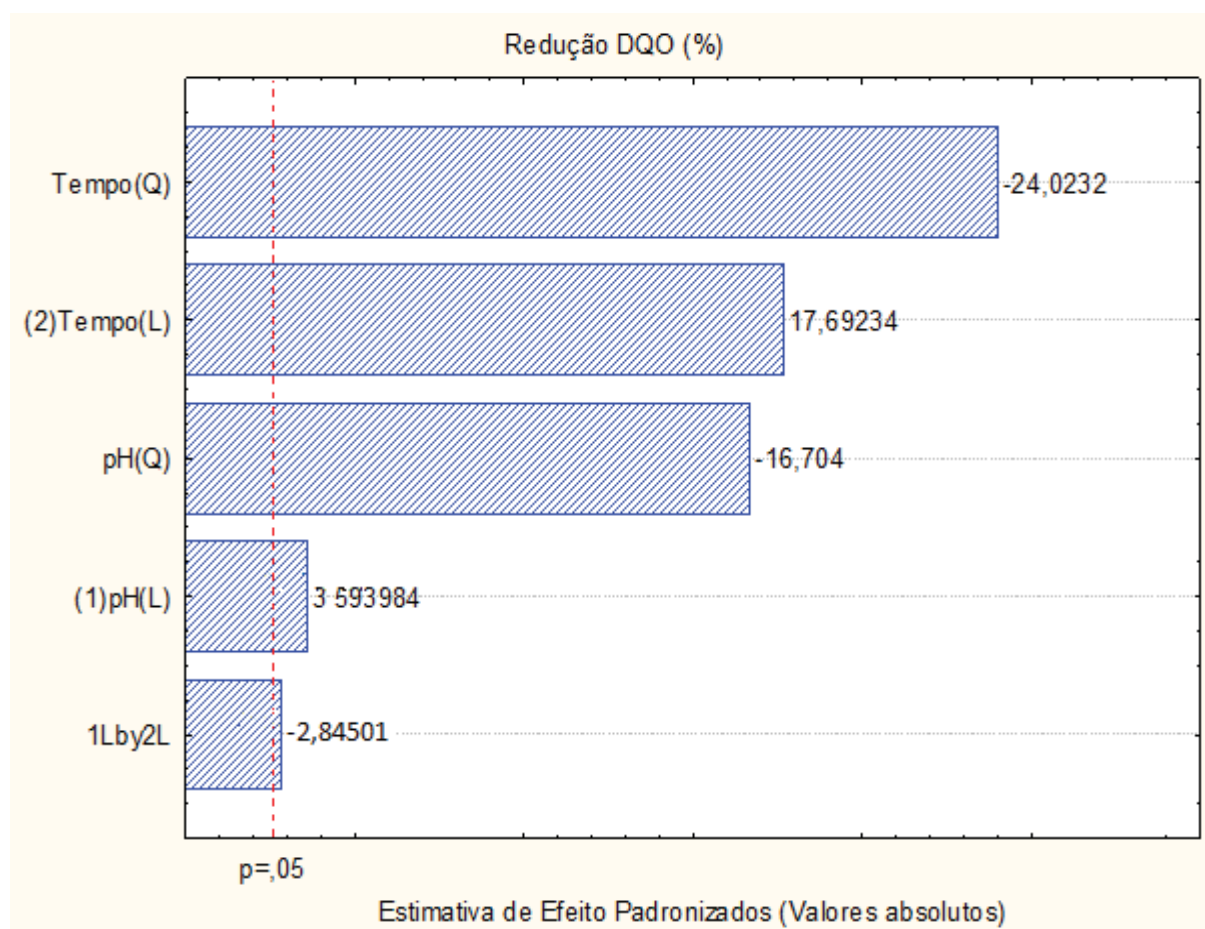
Experimentos	Valores reais		DQO final (mg/L)	%Remoção de DQO
	pH	teletrolise (min)		
1	6	45	2731	49,94
2	6	75	2250	58,75
3	6	60	2019	62,99
4	7	45	2330	57,29
5	7	75	1922	64,77
6	7	60	1699	68,85
7	7	60	1755	67,83
8	7	60	1727	68,34
9	8	45	2555	64,80
10	8	75	2228	59,16
11	8	60	1976	63,78

DQO inicial é de 5455 mg/L.

FONTE: O autor (2018).

Na FIGURA 13 apresenta-se um gráfico de pareto para os resultados de redução de DQO após o processo de eletrocoagulação. Conforme o Gráfico de Pareto para redução de DQO, os termos de tempo quadrático, tempo linear, pH linear, pH quadrático, assim como a interação linear entre pH e tempo apresentaram influência significativa para redução da DQO durante o processo de eletrocoagulação.

FIGURA 13 – GRÁFICO DE PARETO DA ANÁLISE DA DQO



FONTE: O autor(2018).

A TABELA 9 apresenta os valores de remoção de DQO sendo os melhores valores de remoção chegando a 68,8 %, entretanto esse valor é insuficiente segundo as normas brasileiras do CONAMA, que seria de no mínimo 180mg/L. Para Theodoro (2016) a remoção de DQO se mostrou eficiente em tempos entre 30 min e 60 min, chegando a uma remoção de 92 % da DQO, sendo sua melhor condição de pH 8,0.

TABELA 9. RESUMO ANOVA – ANÁLISE DA DQO

Resumo ANOVA	F calculado	p-valor	Efeitos
pH (Linear)	12,9167	0,015642	1,5032
pH (quadrático)	279,0235	0,000014	-10,7521
Tempo (linear)	313,0188	0,000011	7,3999
Tempo (quadrático)	577,1158	0,000002	-15,4634
Interação	8,0941	0,036034	-1,4574

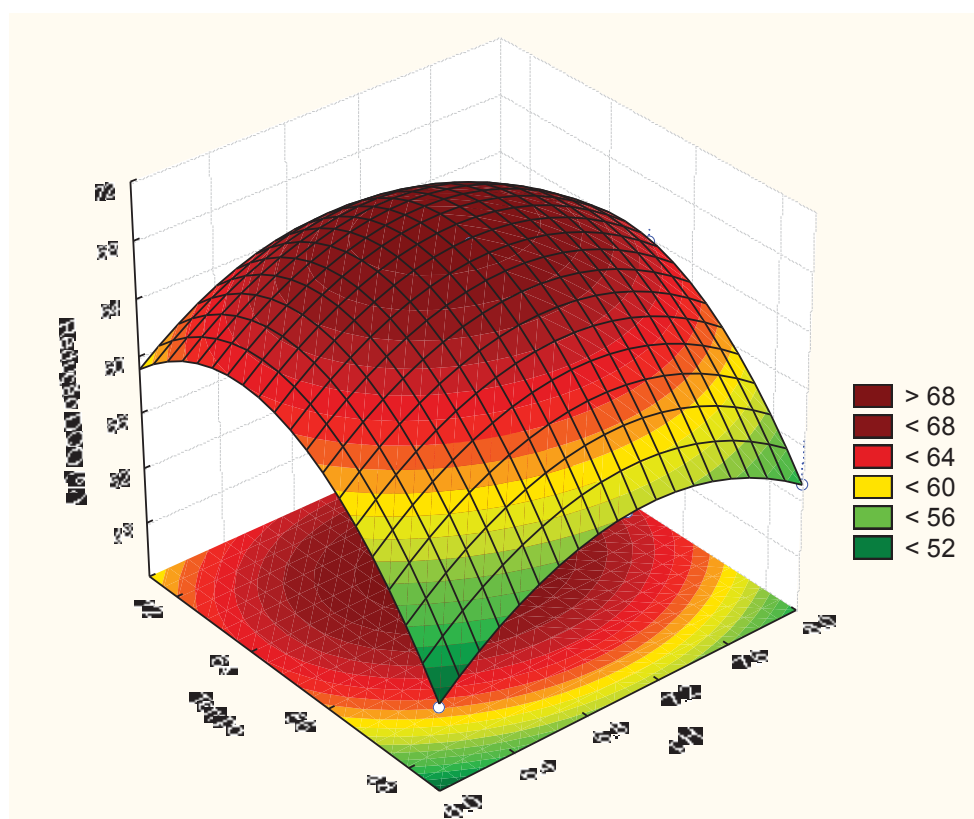
Modelo Matemático  $Z = -359,09 + 78,93x - 5,38x^2 + 4,71y - 0,03y^2 - 0,05xy$

Onde: Z= Redução da DQO (%); x=pH; y=tempo de eletrólise; p-valor inferiores a 0,05 indicam que o modelo explica a variação na resposta com significância estatística ao nível de 95% de probabilidade.

FONTE: O autor(2018).

Observa-se pelos resultados indicados na TABELA 9 que o modelo gerado a partir dos dados experimentais é válido para este intervalo de pH e tempo de eletrólise testados. Desta maneira verifica-se na (FIGURA 14), onde pode-se observar o comportamento da redução da DQO em função do pH e tempo de eletrólise para os limites estudados.

FIGURA 14 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA PARA ANÁLISE DA DQO(%)



FONTE: O autor(2018).



Combatt et al. (2017), demonstram resultados da eletrocoagulação em efluentes de abatedouros de aves com valores de tempo de 2 min e pH 7,5 obtendo remoção superior a 86 % de DQO, esses resultados expressivos e em baixo tempo foram devido a adição de compostos clorados inorgânicos e orgânicos e o uso de corrente de 15 A durante todo o processo.

Para o nível de confiabilidade exigido no modelo da resposta da DQO validado pela ANOVA (TABELA 9), verificou-se por intermédio do gráfico de superfície de resposta para DQO (FIGURA 14) que a porcentagem de remoção foi fortemente influenciada por ambos fatores, no qual o valor com melhor desempenho foi para pH 7,2 e tempo de eletrólise de 60 min. Assim, como a variável resposta anterior, os melhores resultados foram obtidos nos ensaios que permeiam o ponto central, sendo que um modelo quadrático explica com elevada significância estatística o que acontece com o aumento ou redução das variáveis independentes.

De acordo com Borba et al. (2010) a adição de sal ou outro composto para se manter a condutividade elevada poderia alterar as superfícies de resposta apresentando valores e formatos diferentes, tornando-se uma superfície linear na relação redução da DQO em função do tempo de eletrólise.

A superfície de resposta formada tem um formato de parábola invertida em razão de um determinado tempo, a eletrólise não tem mais tanto efeito devido à alta condutividade, assim a matéria flotada começa a se agregar novamente com todo o efluente.

#### 4.3 VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

Na TABELA 10 estão retratados os valores obtidos sobre a condutividade elétrica para os experimentos realizados, mostrando a variação da condutividade elétrica antes e depois da eletrocoagulação.



TABELA 10. RESULTADOS EXPERIMENTAL PARA VARIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

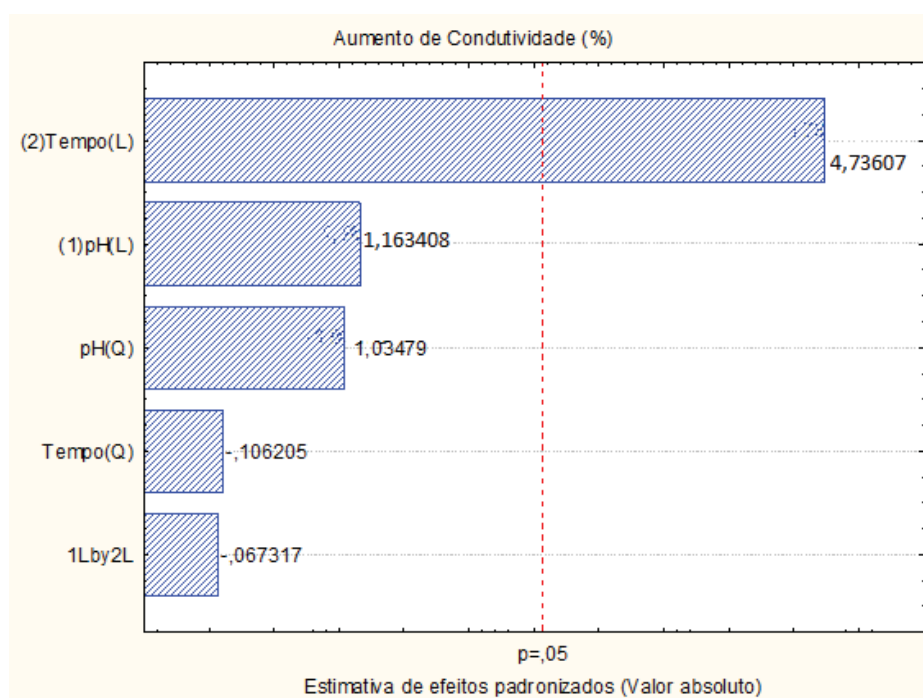
Experimentos	Valores reais		Condutividade Elétrica Inicial ( $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ )	%Variação da Condutividade Elétrica
	pH	$t_{\text{eletrolise}}$ (min)		
1	6	45	1046	21,06%
2	6	75	1222	41,44%
3	6	60	1109	28,36%
4	7	45	1070	23,84%
5	7	75	1241	43,63%
6	7	60	1129	30,67%
7	7	60	1252	44,91%
8	7	60	1191	37,85%
9	8	45	1092	26,39%
10	8	75	1262	46,06%
11	8	60	1150	33,10%

Condutividade elétrica inicial  $864 \mu\text{S}/\text{cm}^2$ .

FONTE: O autor(2018).

Na FIGURA 15, está apresentado o gráfico de pareto para os resultados a variação da condutividade elétrica após o processo de eletrocoagulação. O gráfico de Pareto evidencia que houve significância no aumento da condutividade elétrica, apenas no termo de tempo linear. Sendo que, como não houve nenhum tipo de adição de sais no processo. A corrente elétrica iniciou com 5,5 A sendo que no tempo de 45 min apresentou-se com 2,02 A, no tempo de 60 min com 1,43 A e no tempo de 75 min com 0,67 A, ou seja, uma diminuição linear da corrente elétrica em função do tempo.

FIGURA 15 – GRÁFICO DE PARETO DA ANÁLISE DA CONDUTIVIDADE ELÉTRICA



FONTE: O autor(2018).

Observa-se através dos resultados apresentados na TABELA 11 que o modelo da ANOVA gerado a partir dos dados experimentais é válido para este intervalo de pH e tempo de eletrólise testados, sendo significativo para tempo linear.

TABELA 11. RESUMO ANOVA – ANÁLISE DA CONDUTIVIDADE

Resumo ANOVA	F calculado	p-valor	Efeitos
Tempo (linear)	26,61114	0,000596	19,94599
Modelo Matemático	$z = -5,59 + 0,66y$		

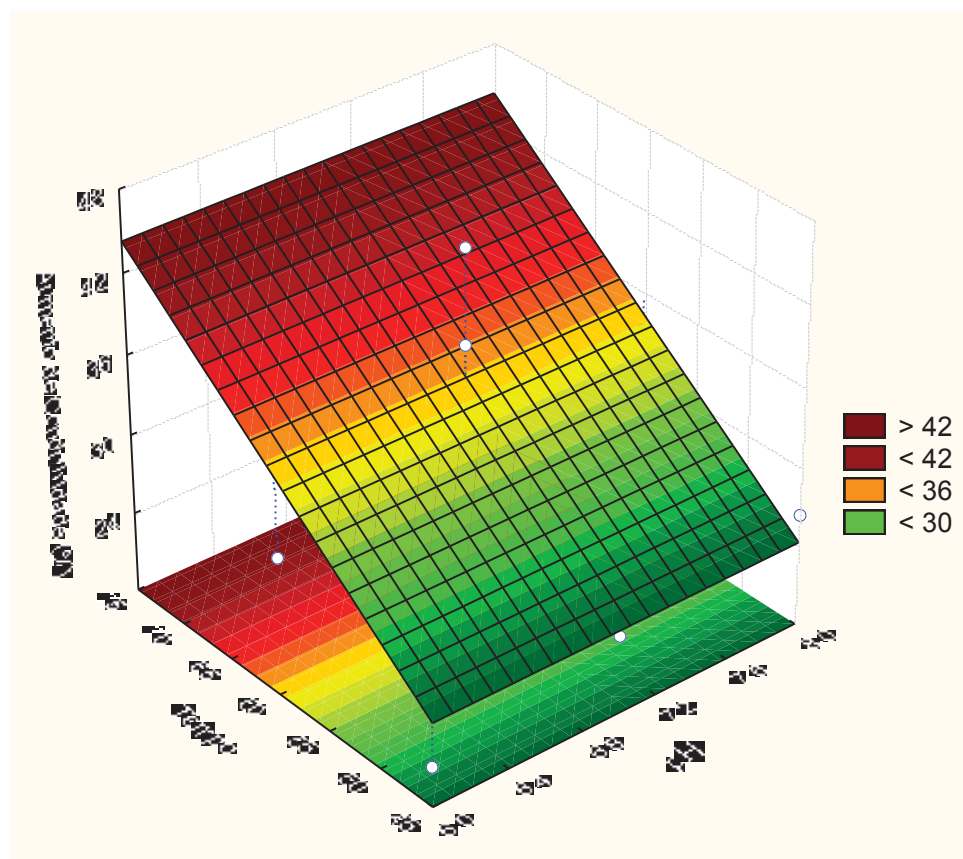
Onde: Z= Aumento da condutividade (%); y=tempo de eletrólise; p-valor inferiores a 0,05 indicam que o modelo explica a variação na resposta com significância estatística ao nível de 95% de probabilidade.

FONTE: O autor(2018).

Na FIGURA 16, pode-se observar o comportamento da condutividade elétrica em função do tempo de eletrólise para os limites estudados. Sendo a função resposta o aumento da condutividade elétrica, que apresentou um comportamento diferente das funções resposta de turbidez e DQO, sendo linear em função do tempo de eletrólise. Esta figura demonstra que no valor tempo de 75 min, obteve-se a maior condutividade elétrica, conforme o tempo de eletrólise a resistência vai diminuindo, assim aumentando a condutividade, porém a eletrocoagulação teve uma tendência a

zerar. Caso houvesse a adição de NaCl não teríamos variação de condutividade em relação ao tempo, somente em relação ao pH, como não ocorreu nenhuma adição de nenhum composto o pH não influenciou a condutividade (DANESHVAR et al., 2007).

FIGURA 16 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA PARA ANÁLISE DA CONDUTIVIDADE (%)



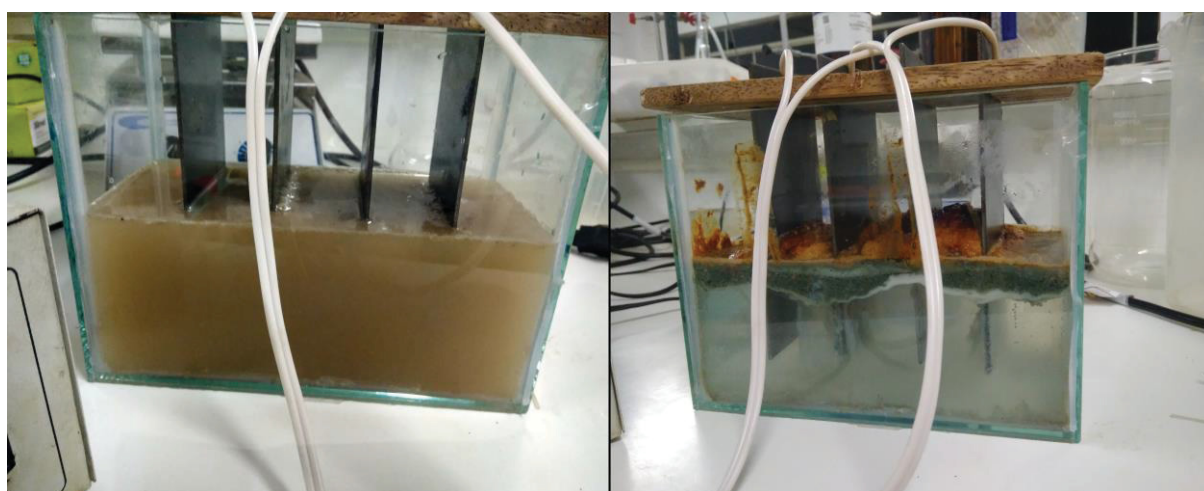
FONTE: O autor(2018).

Outro aspecto importante é a tensão, pois diminuindo a condutividade (resistência), diminui-se a tensão aplicada, sendo a tensão o produto da resistência pela corrente (CHEN, 2004). O uso de NaCl na eletrocoagulação, consegue manter uma baixa condutividade, pois o NaCl tem o papel de dificultar a passagem (aumento de resistência) dos elétrons do ânodo para cátodo, advir que o uso do NaCl causa aumento dos sólidos dissolvidos totais (FOCO, 2007).

A eletrocoagulação sem adição de NaCl forneceu resultados de remoção turbidez e remoção de DQO e aumento de condutividade de 78,3 %, 68,8 % e 46,0 %, respectivamente. Estes resultados foram relevantes ao presente estudo, porém insuficientes para ser usados como único tratamento de efluente. A principal

vantagem da não adição de NaCl ou qualquer outro composto para se manter baixa a condutividade é o fato de não se ter uma grande concentração de sólidos solúveis no efluente tratado. Outro aspecto importante é que com alta condutividade a potência dissipada pelo eletrocoagulador é baixa assim causando um baixo consumo de energia (DANESHVAR et al., 2007). A FIGURA 17 mostra o efluente antes e após o tratamento por eletrocoagulação, sendo a imagem da direita antes da eletrocoagulação e a da esquerda após a eletrocoagulação.

FIGURA 17 – ANTES E DEPOIS DA ELETROCOAGULAÇÃO



FONTE: O autor(2018).

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desenvolvimento do presente estudo possibilitou uma análise do processo de eletrocoagulação em um reator batelada, sem o uso de sais ou outros reagentes para manter a condutividade em efluente bruto de um abatedouro de aves. A partir dos ensaios obteve-se remoção de turbidez e de DQO e aumento de condutividade de 78,3 %, 68,8 % e 46,0 %, respectivamente. Ainda assim, devido o efluente ser coletado após somente o tratamento preliminar com diversos resíduos os valores não atenderam os parâmetros para as normas estabelecidas pela Legislação Ambiental Brasileira, porem mesmo não atingindo os parâmetros exigidos pela legislação, ainda pode ser usado para reduzir a presença de partículas suspensas, turbidez e DQO.

O fato da potência dissipada pelo eletrocoagulador ir diminuindo conforme o tempo mostrou maior eficiência a tempo de 60 min e pH de valor 7,0, mostrando também que a turbidez e a DQO, tem comportamentos semelhantes de remoção durante o tempo de eletrocoagulação e acidez do efluente.

O presente estudo mostra que com a eletrocoagulação em tratamento de efluentes em abatedouros que a condutividade está relacionada à remoção de DQO e turbidez, onde ocorrendo incremento da condutividade há remoção da turbidez e DQO, todavia quando a condutividade tiver valores muito elevados à remoção da turbidez e DQO abaixará seu rendimento. O estudo também poderia ser feito com outros tipos de fluentes, como em indústrias metalúrgicas, têxtil e farmacêuticas, que poderiam trazer resultados distintos dos encontrados neste projeto.

Tendo grande fluxo de efluente nos abatedouros de aves, o uso da eletrocoagulação sem a adição de elementos que mantenham ou elevem a condutividade, no processo por batelada pode ser usado como um tratamento secundário, principalmente por ser um tratamento rápido.

### 5.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Dada a importância do assunto, o grande volume gerado de efluente e a necessidade de um tratamento por eletrocoagulação por batelada automatizado seria uma grande viabilidade em grandes abatedouros onde não se tem espaço físico para tratamentos como os de lagoas de estabilização, pois um tratamento

automatizado em que a variável condutividade poderia se controlar para determinar a remoção da DQO e turbidez.

## REFERÊNCIAS

- ABEF. Associação Brasileira dos Exportadores de Frango. Disponível em: . Acesso em: 10 abr. 2017.
- ABPA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. Relatório Anual 2017. 68p, 2017. Disponível em: [http://abpa-br.com.br/storage/files/3678c\\_final\\_abpa\\_relatorio\\_anual\\_2016\\_portugues\\_web\\_reduzido.pdf](http://abpa-br.com.br/storage/files/3678c_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web_reduzido.pdf). Acesso em: maio/2018.
- AGUILAR, M. I. Nutrient removal and sludge production in the coagulation-flocculation process. **Water Research**, v. 36, p. 2910-2919. 2002.
- APHA. Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 22nd Ed.: **American Public Health Association. American Water Works Association, Water Environment Federation**. Washington, DC. 2012.
- BARACHO, M.S.; NAAS, I.A.; MOURA, D.J.; LIMA, N.D.S.; CORDEIRO, A.F.; BARACAT, R.; DA SILVA, T.R. Factors that affect broiler production. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, v.11, n.4, p.412-419. 2017.
- BAYAR, S.; YILDIZ, Y.S.; YILMAZ, A.E.; IRDEMEZ, S. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination**, v.280, n.1–3, p.103-107. 2011.
- BAYRAMOGLU, M.; MURAT, M.K.; EYVAZ, M.; SENTURK, E. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and Purification Technology**, v.51, n.3, p.404-408. 2006.
- BHATNAGAR, R.; JOSHI, H.; MALL, I.D.; SRIVASTAVA, V.C. Electrochemical oxidation of textile industry wastewater by graphite electrodes. **J. Environ. Sci. Health. A. Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng**, v.49, p.955-966. 2014.
- BORDA, C. E.; PAULA, A. R.; ESPINOZA-QUINONES, F. R.; MÓDENES, A. N.; TEODORO, P. S. Aplicação do planejamento experimental método de eletrocoagulação para a remoção de matéria orgânica de efluentes frigoríficos. **Engevista**, v. 14, n. 3. p. 293-301, 2012.
- BORBA, F. H. [et. Al]. Avaliação da eficiência da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes de indústrias de subprodutos avícolas. **Estudos Tecnológicos**, v.6, n.1, p.36-47. 2010.
- CHEN, G. Electrochemical Technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v.38, n.1, p11-41, 2004.
- CIELO, I.D. **O Sistema de integração da avicultura de corte na mesorregião oeste paranaense: uma análise sob a ótica da Nova Economia Institucional**. 2015;



199f. Tese de doutorado (Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Regional), Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

COMBATT, M.P.M.; MENDONÇA, R.C.S.; VALENTE, G.F.S.; SILVA, C.M. Validação do processo de eletrocoagulação e avaliação da eletrodissolução de eletrodos no tratamento de efluentes de abatedouros de aves. **Quím. Nova**, v.40, n.4, p.447-453. 2017.

COSTA, A. P. J.; SILVA, A. L.; MARTINS, R. S. Um estudo sobre estações de tratamento de efluentes industriais e sanitários da empresa Dori Alimentos LTDA. REGRAD – **Revista de Graduação UNIVEM**, Marília-SP, v.1, p. 6-22, 2009.

DANESHVAR, N.; KHATAEE, AR.; AMANI, GHADIM, AR.; RASOULIFARD, M.H. Decolorization of C.I.Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). **Journal of Hazardous Materials**, v. 148, n.3, p. 566-572, 2007.

DA COSTA, L.V.C.; MOGHRABI, J.A.; SAGULA, A.L.; L. JUNIOR, J. Anaerobic treatment of water with refrigerator use of wastewater digesters: use of biological remediation for production of biogás. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, v.7, n.2, p.77-85. 2013.

DA SILVA, J.P.V.; NUNES, A.I.V. Tratamento de efluentes de tanques de piscicultura por eletrocoagulação. **Revista AIDIS**, v.9, n.3, p.317-330. 2016.

DEL NERY, V.; NARDI, I.R.; DAMIANOVIC, M.H.R.Z.; POZZI, E. ; AMORIM, A.K.B.; ZAIAT, M. Long-term operating performance of a poultry slaughterhouse wastewater treatment plant. **Resources. Conserv Recy EUA**, v.50, n.1, p.102-114. 2007.

DOS SANTOS, Rita de Cássia et al. OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO PARA ESGOTO PÓS TRATADO. **CRICTE**, n. 28, 2018.

FEISTEL, J. C. Tratamento e destinação de resíduos e efluentes de matadouros e abatedouros. **Seminários Aplicados**. Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2011.

FELTRE, R. Fundamentos de Química. São Paulo: **Moderna**, v. único, p. 646, 1996.

FOCO, M. L. R.; Terán, F. J. C. Avaliação do efeito da condutividade na eletrocoagulação-flotação aplicada ao tratamento físico-químico de águas residuárias. **Ciência Exatas e Tecnologia, Londrina**, v.28, n.2, p99-106, 2007.

FERREIRA, A.; KUHN, S.S.; CREMONEZ, P.A.; DIETER, J.; TELEKEN, J.G.; SAMPAIO, S.C.; KUHN, P.D. Brazilian poultry activity waste: Destinations and energetic potential. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.81, n.2, p.3081-3089. 2018.

GIORDANO, G. Tratamento e controle de efluentes industriais. **Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente**, 2004.



HUBNER, R. **Análise do uso da água em um abatedouro de aves**. 2001; 95f. Dissertação (Mestrado) – Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

KUMAR, A.; NIDHEESH P.V.; SURESH KUMAR M. Composite wastewater treatment by aerated electrocoagulation and modified peroxi-coagulation processes. **Chemosphere**, v.205, p.587-593. 2018.

KUMAR, M.F.; PONSELVAN, I.A.; MALVIYA, J.R.; SRIVASTAVA, V.C.; MALL, I.D. Treatment of bio-digester effluent by electrocoagulation using iron electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 165, n. 1-3, p. 345-352, 2009. doi: [10.1016/j.jhazmat.2008.10.041](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.10.041)

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. **Editora Átomo**, Campinas – São Paulo, 2010.

MEKONNEN, M. M. E HOEKTRA, A.Y. The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products. **UNESCO-IHE Institute for Water Education**, v.1, 2010.

MENDES, A. **A Cadeia avícola brasileira**. 2ed. Campinas: Facta v. 1, p. 3-12, 2014.

MENDONÇA, Francisco. GEOGRAFIA, GEOGRAFIA FÍSICA E MEIO AMBIENTE: uma reflexão à partir da problemática socioambiental urbana. **Revista da ANPEGE**, v. 5, n. 05, p. 123-134, 2017.

MENESES, J.M.; VASCONCELOS, R.F.; FERNANDES, T.F.; ARAUJO, G.T. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando eletrocoagulação/flotação: investigação de parâmetros operacionais. **Química Nova**, v.35, n.2, p.235-240. 2012.

MERMA, A. G. Eletrocoagulação aplicada a meios aquosos contendo óleo. **Dissertação de mestrado em Ciências dos Materiais e Metalurgia** – Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2008. Disponível em <[http://www.maxwell.lambda.ele.puc-rio.br/12209/12209\\_1.PDF](http://www.maxwell.lambda.ele.puc-rio.br/12209/12209_1.PDF)> acesso em 15 nov. 2017

MODENES, A.N; ESPINOZA-QUINONEZ, F.R.; YASSUE, P.H.; PORTO, T.M.; THEODORO, P.S. Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.22, n.3, p.571-578. 2017.

MOLLAH, Y. M. U. Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Journal Hazardous Materials**, v. 48, p. 29-41, 2001

NIDHEESH, P.V.; GANDHIMATHI, R.; OTURAN, M.A.; CHAND, S. Effect of solution pH on the performance of three electrolytic advanced oxidation processes for the treatment of textile wastewater and sludge characteristics. **RSC Adv.**, v.4, p.27946-27954. 2014.

NUNES, B. A. Tratamento Físico-Químico de Águas Residuárias Industriais. **4ª Edição**, Aracaju, 2004.

OLIVEIRA, A.B.M.; ORRICO, A.C.A.; ORRICO JR., M.A.P.; SUNADA, N.S.; CENTURION, S.R. Biodigestão anaeróbia de efluente de abatedouro avícola. **Rev Ceres**, v.58, n.6, p.690-700. 2011.

ORSATTO, F. **Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suínos pela eletrofloculação e combinação eletrofloculação/eletrocoagulação orgânica**. 2017; 103p. Tese (doutorado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

PANIZZA, M.; CERISOLA, G. Olive mill wastewater treatment by anodic oxidation with parallel plate electrodes. **Water Res.**, v.40, p.1179-1184. 2006.

RABELO, M. H. S.; SILVA, E. K.; PERES, A. P. Análise de modos e efeitos de falha na avaliação dos impactos ambientais provenientes do abate animal. **Eng. Sanit. Ambient.** v.19, n.1, pp. 79-86, 2014. doi: 10.1590/S141341522014000100009.

RAJAKUMAR R.; MEENAMBAL, T.; SARAVANAN, P.M.; ANANTHANARAYANAN P. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor packed with pleated poly vinyl chloride rings. **Bioresource Techn Sausanne**, v.103, p.116-122. 2012.

REIEHR, R. C. R. **Otimização da Técnica de Eletrofoculação via Análise de Superfície de Resposta Aplicada ao Efluente de uma Indústria**. Trabalho de conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo, 2017. Disponível em < <https://rd.uffs.edu.br/bitstream/prefix/1721/1/REINEHR.pdf>>. acesso em 5 de fev de 2018.

ROSHINI, P.S.; GANDHIMATHI, R.; RAMESH, S.T.; NIDHEESH, P.V. Combined electro-fenton and biological processes for the treatment of industrial textile effluent: mineralization and toxicity analysis. **J. Hazardous, Toxic, Radioact. Waste**, v.21. 2017.

SCHMIDELL, W.; SOARES, M. H.; ETCHEBEHERE, C.; MENES, J. R.; BERTOLA, C. N.; CONTRERAS, M. E. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Florianópolis: 2007. Disponível em < [http://www.aidis.org.br/encontros\\_tecn/5\\_encontro/apresentacoes/luiz\\_fernando\\_mat\\_usaki.pdf](http://www.aidis.org.br/encontros_tecn/5_encontro/apresentacoes/luiz_fernando_mat_usaki.pdf)> acesso em 10 de nov de 2017.

SEIBEL, F. N.; SOARES, S. D. A. L. Produção de silagem química com resíduos de pescado marinho. **Brazilian Journal Food Technolgy**, v. 6, p. 333-337, 2003. Disponível em < <http://bj.ital.sp.gov.br/artigos/html/busca/PDF/v6nu150p.pdf>> acesso em 10 de nov de 2017.

SHARARI, M.; JAHAN LATIBARI, A.; RAFEIEE, G.; MIRSHOKRAEI, S.A.; PARSAPAGHOUEH, D. Investigation on bagasse wet-storage effluent pollutant

indices, the influence of temperature and time. **Iran J Nat Resour**, v63, p.145-152. 2010.

SILVA, H. L. B. Uso de membranas microporosas no tratamento de efluentes de um frigorífico de abate de aves. **Dissertação de Mestrado apresentada na Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina**. 2005. Disponível em <  
<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/101881/223540.pdf?sequence=1&isAllowed=y>> acesso em 11 de nov de 2017.

SOBRINHO, J. A. H.; THIEM, L. T.; ALKHATIB, E. A. Optimizing submerged jet flocculator performance. **Journal AWWA**, p. 81-92, 1996. Disponível em <  
<https://www.awwa.org/publications/journal-awwa/abstract/articleid/13593.aspx>> acesso em 5 de nov de 2017.

SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. In: **Princípios do tratamento biológico de águas Residuárias**. Universidade Federal de Minas Gerais, v.1, 1996.

SRIDHAR, R.; SIVAKUMAR, V.; PRINCE IMMANUEL, V.; PRAKASH MARAN, J. Development of model for treatment of pulp and paper industry bleaching effluent using response surface methodology. **Environ Prog Sustainable Energy**, v.31 p.558-565. 2012.

TAUCHERT, T. A. **Desenvolvimento de um Sistema de Eletrocoagulação Aplicado ao Tratamento de Efluentes de Curtume**. Monografia para Conclusão de Curso. Novo Hamburgo. 2012. Disponível em <  
<http://ged.feevale.br/bibvirtual/Monografia/MonografiaTitoTaucher.pdf>>. acesso em 5 de fev de 2017.

THIRUGNANASAMBANDHAM, K.; SIVAKUMAR, V.; PRAKASH MARAN, J. Efficiency of electrocoagulation method to treat chicken processing industry wastewater—modeling and optimization. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v.45, n.5, p.2427-2435. 2014.

USDA - U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Census of Agriculture 2017**; 2018.

## ANEXO 1 – ELETRODOS APÓS ELETROCOAGULAÇÃO



## ANEXO 2 – TABELA DOS RESULTADOS DA ELETROCOAGULAÇÃO

Exp	pH	Tempo	Turbidez		Condutividade		Dif. massa	DQO	
1	6	45 min	167 ntu	163 ntu	1025 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	1066 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	0,00 g	2721 mg/L	2741 mg/L
2	6	60 min	134 ntu	132 ntu	1102 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	1116 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	0,00 g	2032 mg/L	2006 mg/L
3	6	75 min	146 ntu	156 ntu	1223 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	1221 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	0,00 g	2244 mg/L	2256 mg/L
4	7	45 min	126 ntu	134 ntu	1067 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	1073 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	0,00 g	2335 mg/L	2325 mg/L
5	7	60 min	102 ntu	98 ntu	1129 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	1130 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	0,00 g	1699 mg/L	1755 mg/L
6	7	75 min	120 ntu	116 ntu	1230 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	1252 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	0,00 g	1943 mg/L	1901 mg/L
7	8	45 min	157 ntu	159 ntu	1088 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	1096 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	0,00 g	2568 mg/L	2542 mg/L
8	8	60 min	122 ntu	118 ntu	1150 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	1164 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	0,00 g	1968 mg/L	1984 mg/L
9	8	75 min	146 ntu	134 ntu	1262 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	1278 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	0,00 g	2223 mg/L	2233 mg/L
10	7	60 min	95 ntu	101 ntu	1250 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	1254 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	0,00 g	1745 mg/L	1765 mg/L
11	7	60 min	92 ntu	108 ntu	1185 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	1197 $\mu\text{s}/\text{cm}^2$	0,00 g	1720 mg/L	1734 mg/L